

**DIE VERWENDUNG VON BIOTESTEN ZUR UNTER-
SUCHUNG DES EUTROPHIERENDEN EINFLUSSES DER
ZUERCHER ABWAEISSER AUF DIE LIMMAT**

INAUGURAL - DISSERTATION

zur

Erlangung der philosophischen Doktorwürde

vorgelegt der

PHILOSOPHISCHEN FAKULTÄT II

der

UNIVERSITÄT ZÜRICH

von

BEAT BETSCHART

aus Muotathal SZ

Begutachtet von Herrn Prof. Dr. E. A. Thomas

1980

aku-Fotodruck

Zürich 1979

**DIE VERWENDUNG VON BIOTESTEN ZUR UNTER-
SUCHUNG DES EUTROPHIERENDEN EINFLUSSES DER
ZUERCHER ABWAESSERT AUF DIE LIMMAT**

INAUGURAL - DISSERTATION

zur

Erlangung der philosophischen Doktorwürde

vorgelegt der

PHILOSOPHISCHEN FAKULTÄT II

der

UNIVERSITÄT ZÜRICH

von

BEAT BETSCHART

aus Muotathal SZ

Begutachtet von Herrn Prof. Dr. E. A. Thomas

aku-Fotodruck

Zürich 1979



INHALTSVERZEICHNIS

Vorwort	5
1. Einleitung	7
2. Problemstellung	9
3. Probenahmestellen und Wasserführung der Limmat	10
4. Methodik	13
4.1 Allgemeines	13
4.2 Präparation des Impfmateri als	14
4.2.1 Mischkultur	14
4.2.2 Vor- und Nachteile beim Arbeiten mit Mischkulturen	14
4.2.3 Insektizidbehandlung der Mischkulturen	15
4.3 Kulturwasser	16
4.4 Wachstumsbedingungen im Lichtschrank	16
4.5 Chemische Bestimmungen des Algen ertrages	17
4.5.1 Proteinbestimmung	18
4.5.2 Chlorophyll a - Messungen	18
4.5.3 Aschenfreies Trockengewicht	18
4.5.4 $KMnO_4$ - Verbrauch	18
5. Vergleich der vier Methoden zur Bestimmung des Algen ertrages	19
5.1 Zürichseewasser mit Zusatz von Nährlösungen	19
5.2 Limmatwasser verschiedener Probenahmestellen	19
5.3 Zusammenfassung	22
6. Wachstumskurven	23
6.1 Allgemeines	23
6.2 Beziehung zwischen der Wasserqualität und dem Wachstums- verlauf von Mischkulturen in Biotitern	23
6.3 Bestimmen der Inkubationszeit	25
7. Bestimmen der in Biotitern gewachsenen dominanten Algenarten	26
7.1 Listen der gefundenen dominanten Algenarten mit ihren geschätzten Häufigkeiten	26

7.2 Beziehung zwischen der Wasserqualität und dem Vorkommen bestimmter Algenarten in Biotiterkulturen	31
7.2.1 Relative Häufigkeiten der in Biotitern gewachsenen Grün-, Kiesel- und Blaualgenarten	31
7.2.2 Jahreszeitliche Abhängigkeit des Vorkommens einzelner dominanter Algenarten in Biotitern	35
7.3 Zusammenfassung	37
8. Abhängigkeit der Nettoproduktion von experimentellen Faktoren	38
8.1 Sterilisation und Membranfiltration	38
8.2 Beimpfung	38
8.3 Insektizidbehandlung	43
8.4 Zusammenfassung	47
9. Abhängigkeit der Nettoproduktion von Milieufaktoren	48
9.1 Abhängigkeit der Nettoproduktion von der Wasserführung der Limmat	48
9.2 Beziehung zwischen Nährstoffgehalt im Limmatwasser und Algenwachstumspotential im Biotiter	51
9.2.1 Korrelation und Regression	51
9.2.2 Partielle Korrelation und Regression	53
9.2.3 Multiple Korrelation und Regression	54
9.3 Aufstocken mit verschiedenen Nährstoffen	56
9.3.1 Phosphat	56
9.3.2 Nitrat	58
9.3.3 Phosphat und Nitrat in Kombination	59
9.3.4 Kalium	59
9.3.5 Abwasser	59
9.4 Verlauf der Algenernte sowie des Phosphats und Nitrats in Limmatwasser	63
9.5 Charakterisierung der Verschmutzung des Limmatwassers	67
9.5.1 Veränderung des Algenwachstumspotentials von Zürich bis Wettingen	67
9.5.2 Korrelation und Regression der Nettoproduktion des Limmatwassers von verschiedenen Probenahmestellen	69
10. Zusammenfassung	72
11. Literaturverzeichnis	75

VORWORT

Diese Arbeit wurde unter der Leitung von Herrn Prof. Dr. E. A. Thomas, Leiter der Hydrobiologisch-limnologischen Station in Kilchberg, durchgeführt. Ihm möchte ich für die Einführung in das Arbeitsgebiet, für die ständige Hilfsbereitschaft sowie für das grosse Interesse, das er meiner Arbeit entgegen brachte, herzlich danken.

Herr Dr. F. Schanz, Oberassistent der Universität, war mir ebenfalls ein guter Ratgeber und Wegweiser in der mathematisch-statistischen Auswertung und Darstellung meiner Versuchsergebnisse. Herrn R. Huber, Laborant am Hydrobiologisch-limnologischen Institut, möchte ich für seine Ratschläge in methodischen Fragen herzlich danken.

Ferner bearbeitete das Kantonale Laboratorium Zürich, Abteilung Limnologie, den Chemismus des Limmatwassers.

Schliesslich danke ich meinem Bruder, Herrn Ing. HTL R. Betschart, für das Bearbeiten der graphischen Abbildungen und meiner Frau Doris für die geduldige Mithilfe bei den Schreibarbeiten.

Diese Untersuchungen wurden mit der Unterstützung des Tiefbauamtes der Stadt Zürich durchgeführt. Den zuständigen Beamten der Stadt Zürich möchte ich ebenfalls meinen besten Dank aussprechen.



Digitized by the Internet Archive
in 2026

1. EINLEITUNG

Seit geraumer Zeit wusste man, dass aus der Abwasserreinigungsanlage (ARA) Werdhölzli ungenügend gereinigtes Abwasser in die Limmat floss. Bereits 1931/33 wurden eingehende Untersuchungen an der Limmat von den Herren Prof. Dr. E. WASER, Dr. Ing. W. HUSMANN und Dr. G. BLOECHLIGER durchgeführt. Damals sollte geprüft werden, ob der geplante Stausee bei Wettingen sich günstig oder ungünstig auf die Limmat auswirken werde. Der Fluss war bereits durch das lediglich mechanisch geklärte Abwasser der ARA Werdhölzli schwer belastet.

Die in den Jahren 1924 bis 1926 erstellte, 1930 bis 1932 und 1960 bis 1969 erweiterte grösste Kläranlage im Einzugsgebiet der Limmat erbringt zwar die von ihr erwartete Leistung, genügt aber den in letzter Zeit verschärften eidgenössischen und kantonalen Gewässerschutzvorschriften nicht mehr. Im Jahre 1974 hat das Tiefbauamt der Stadt Zürich zum Schutze der Limmat und der Grundwasservorkommen im Limmattal Neuuntersuchungen in die Wege geleitet, um den momentanen Zustand der Limmat zu erfassen und mit früheren Analysen vergleichen zu können.

Am 28. Mai 1978 haben die Stadtzürcher mit einer Mehrheit von 95% Ja-Stimmen einen Kredit von insgesamt 232 Millionen Franken zur Sanierung der Kläranlage gutgeheissen. Dass die Kläranlage saniert werden muss, ist eine unbestrittene Tatsache. Die notwendige Erweiterung steht auch unter einem Sachzwang, da sie von der Eidgenössischen Gewässerschutzgesetzgebung bis 1982 gefordert wird und da der Kanton die Bewilligung weiterer Bauten in der Stadt von der Sanierung der Abwasserverhältnisse abhängig gemacht hat.

Das Erweiterungsprojekt ist auf eine Abwassermenge von 4500 Litern pro Sekunde bei Trockenwetter und auf eine doppelte Belastung bei Regenwetter ausgelegt. Dabei ist eine Reserve von 10% eingeplant. Damit bei Regenwetter der biologische Anlageteil nicht "überschwemmt" wird, müssen spezielle Rückhaltebecken erstellt werden. Zum projektierten Ausbau der mechanischen Stufe gehören u.a. die Erstellung von zwei neuen Vorklärbecken. Entscheidend im Gesamtprojekt ist jedoch die Vergrösserung der biologischen Stufe: Zu den vier bestehenden Belüftungsbecken mit 8850 Kubikmeter Gesamtvolumen sollen zwölf weitere mit einem Inhalt von total 60'000 Kubikmetern

gebaut werden. Durch diese Vergrößerung der biologischen Stufe, innerhalb derer auch die Entfernung von Phosphaten und Ammoniumstickstoff vorgenommen wird, strebt man eine wesentliche qualitative Verbesserung des Abwassers an.

2. PROBLEMSTELLUNG

Die Abwässer der Kläranlage Werdhölzli, deren Ausbau in nächster Zeit erfolgen wird, belasten die Limmat heute noch so stark, dass neben unerwünschten Algenwucherungen auch Sphaerotilus- und Protozoenrasen auftreten. In der vorliegenden Arbeit soll experimentell-biologisch der eutrophierende Einfluss dieser Abwässer auf den Vorfluter untersucht werden. Da Phosphor- und Stickstoffverbindungen für den Eutrophierungsvorgang von grundlegender Bedeutung sind, werden hauptsächlich mit diesen beiden Elementen Experimente und Berechnungen durchgeführt. Die ermittelten Resultate erlauben einen Vergleich mit dem voraussichtlichen Zustand des Limmatwassers nach Inbetriebnahme der vergrösserten Anlage.

Ferner sollen unsere Biotiterversuche folgende Fragen beantworten:

- Welches ist das Algenwachstumspotential des Limmatwassers an verschiedenen Probenahmestellen?
- Welcher Nährstoff ist für das Algenwachstum im Limmatwasser begrenzend?
- Kann der Biotest fördernde und hemmende Einflüsse des Limmatwassers auf das Algenwachstum erfassen?
- Wie weit können Resultate aus Biotiterversuchen über den Zustand eines Gewässers Aufschluss geben?
- Welches sind Vor- und Nachteile beim Arbeiten mit Algenmischkulturen gegenüber Reinkulturen?
- Welche Methode der Biomassenbestimmung eignet sich am besten für die Ermittlung des Algenertrages?

Zuerst werden rein methodische Fragen im Zusammenhang mit der Produktion des Limmatwassers erarbeitet, danach wird auf allgemein limnologische Probleme eingegangen.

3. PROBENAHMESTELLEN UND WASSERFUEHRUNG DER LIMMAT

In der Zeit vom März 1976 bis Januar 1979 wurden an fünf verschiedenen Stellen der Limmat Proben erhoben. Diese Stellen wählte ich so aus, dass die Auswirkung des Abwassers der Kläranlage Werdhölzli auf das Algenwachstumspotential des Limmatwassers geprüft werden konnte. Es mussten also Probenahmestellen vor und nach dem Einlauf des Abwassers festgelegt werden.

In Abbildung 1 sind die Probenahmestellen dargestellt.

a) Oberhalb ARA Werdhölzli (Wh)

Stelle Qb : Zürichseeabfluss, bei Quaibrücke,
rechtes Limmatufer

b) Unterhalb ARA Werdhölzli (Wh)

Stelle U_r : Unterengstringen: Brücke, rechtes Limmatufer

Stelle U_l : Unterengstringen: Brücke, linkes Limmatufer

Stelle K : Killwangen: Brücke, Flussmitte

Stelle W : Wettingen: nach dem Stausee, rechtes Limmatufer

Neben der Belastung durch den Ablauf der ARA Werdhölzli, wird die Limmat zusätzlich durch den Dorfbach Altstetten, den Auslaufkanal der ARA Limmattal und weiter flussabwärts durch die Reppisch bei Dietikon und den Furtbach bei Killwangen verschmutzt; darauf wird in dieser Arbeit nicht eingegangen.

Das Wasser der Limmat stammt beim Pegel Unterhard (Wipkingen) grösstenteils (etwa 93%) aus dem Zürichsee; den Rest bringt die Sihl, deren Wasserführung allerdings grossen Schwankungen unterliegt. Abbildung 2 zeigt einen deutlichen Anstieg der Wasserführung in den Frühjahrs- und Sommermonaten der Jahre 1976 bis 1978. Nimmt man eine gleichbleibende Abwasserbelastung in allen Monaten an, darf in den Frühjahrs- und Sommermonaten mit einer stärkeren Verdünnung der eingeleiteten Abwässer gerechnet werden, was sich im Algenwachstumspotential des Limmatwassers äussert (vgl. Kap. 9.1). Die Wasserführung an den Probenahmetagen ist im Vergleich mit den Werten der Monatsmittel nicht wesentlich verschieden.

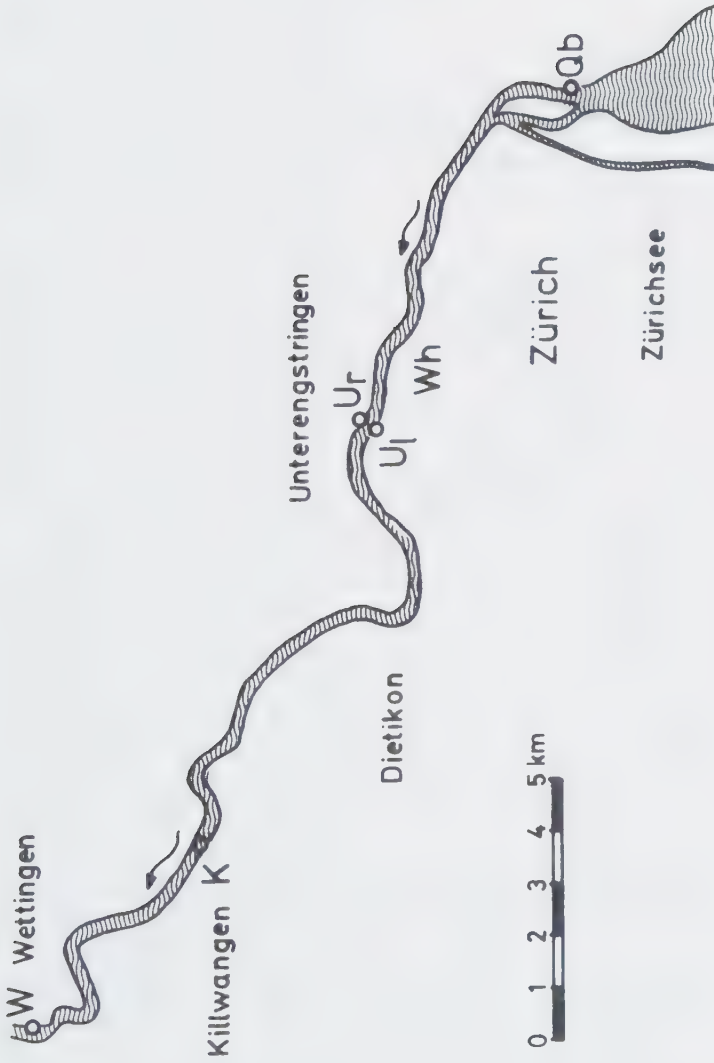


Abb. 1: Probenahmestellen an der Limmat.

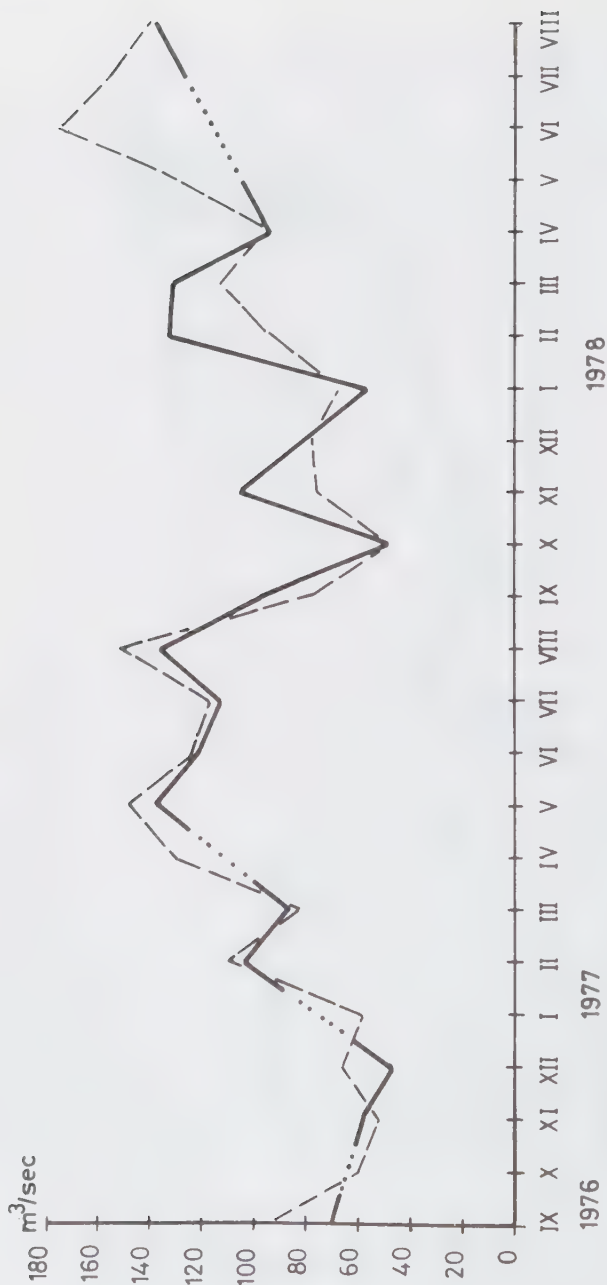


Abb. 2: Wasserführung der Limmat in Unterhard (Wipkingen) 1976/1978, gemessen 0700.

--- Monatsmittel der betreffenden Monate.

— Wasserführung an den Probenahmetagen.

4. METHODIK

4.1 Allgemeines

In einem Oekosystem finden wir Produzenten, Konsumenten und Destruenten, wobei der einzelne Organismus sich zeitweise wie ein Produzent, Konsument oder eventuell als Destruent verhalten kann. Als Produzenten bezeichnen wir Organismen mit positiver Stoffbilanz (ODUM, 1967 und 1971).

Algen, Bakterien und höhere Wasserpflanzen sind die wichtigsten Produzenten im Gewässer (KUSNEZOW, 1959).

Die Möglichkeit, das Algenwachstumspotential eines Wassers und den Begrenzungsfaktor der Eutrophierung mit Hilfe des sogenannten Algentiters zu bestimmen (BRINGMANN und KUEHN, 1956, 1958, 1960, 1963, 1966 und 1971; FORSBERG et al., 1975; SKULBERG, 1975; THOMAS, 1953; PARR and SMITH, 1976; MASLIN, 1978), beruht auf der Tatsache, dass sich Algen in Abhängigkeit vom Nährstoffangebot des Kulturwassers vermehren. Hierbei kann der gemessene Biomassentiter als biologischer Äquivalentwert des jeweiligen integralen Angebots an Nährstoffen für die Produktion autotropher Organismen gelten. Im Gegensatz zu den chemischen Analysen, in denen die Konzentrationen verschiedener Substanzen bestimmt werden, versucht man in Biotitern lediglich diejenigen Stoffe eines Wassers zu erfassen, welche die Algenproduktionskraft beeinflussen. Als Massstab für das Algenwachstum diente mir der Zuwachs an leicht oxidierbaren Substanzen, was wir als Nettoproduktion bezeichnen. Ferner beantwortet der Biotest Fragen zu folgenden Themen:

- Wachstumsansprüche des Planktons (RODHE, 1948; VOLLENWEIDER, 1950) und des Periphytons (SCHANZ, 1974; BETSCHART, 1975)
- Einflüsse von Abwässern auf Seen (BOSSHARD u. AMBUEHL, 1974) und Flüsse (BETSCHART, 1975)
- Toxische Einflüsse von chemischen Substanzen auf natürliche Algenpopulationen (BRINGMANN und KUEHN, 1978; SCHANZ und THOMAS, 1978)
- Ueberprüfung der Abläufe von Abwasser-Kläranlagen (HARTZ und KANDLER, 1975; FORSBERG et al., 1975)

Viele Bioteste wurden unter sterilen Bedingungen (RODHE, 1948;

PRINGSHEIM, 1963; THOMAS, 1963; VENKATARAMAN, 1969) durchgeführt. Einige arbeiteten mit nicht bakterienfreien Einalgenkulturen (PAYNE, 1973; KOTAI et al., 1976; PARR and SMITH, 1976). Die Verwendung von natürlichen Algenpopulationen ist im Biotest hingegen wenig verbreitet (THOMAS, 1953; DUNSTAN and MENZEL, 1971; BETSCHART, 1975; GOLDMANN, 1978).

4.2 Präparation des Impfmateri als

4.2.1 Mischkultur

Das Impfmateri al für meine Bioteste stammte aus der Brandungszone des Zürichsees beim Zürichhorn und setzte sich hauptsächlich aus den drei Algenstämmen der Grün-, Kiesel- und Blaualgen, ferner aus Bakterien, Protozoen, Rotatorien und Insektenlarven zusammen. Einmal im Monat schabte ich von Steinen des Litorals ca. 0.125m² der Oberfläche ab und schlämmte das Organismenmateri al sofort in 500 ml Zürichseewasser auf.

Am Probenahmetag brachte ich das Organismengemisch zur Weiterbehandlung ins Laboratorium. Dort mixte ich das Impfmateri al während fünf Minuten, bevor ich es durch ein 250 µ-Nylonnetz filtrierte, um grössere Partikel und Tiere (Makroinvertebraten) zu eliminieren (DUNSTAN und MENZEL, 1971). Anschliessend pipettierte ich einen Milliliter der mit einem Magnetrührer hergestellten homogenen Suspension in die Limmatwasser enthaltenden Kulturflaschen. Nun setzte ich den Kulturen ein Insektizid mit dem Handelsnamen Abate zu, das mir die Firma Maag AG, 8157 Dielsdorf, freundlicherweise zur Verfügung stellte (vgl. Kap. 4.2.3).

Von der behandelten Mischkultur fixierte ich 50 ml mit 5 Tropfen konz. Formaldehyd für die mikroskopische Analyse (vgl. Kap. 7).

4.2.2 Vor- und Nachteile beim Arbeiten mit Mischkulturen

Die Verwendung von natürlichen Algenpopulationen im Biotest ist wenig verbreitet, hat aber gegenüber einer Algenreinkultur oekologisch gesehen den Vorteil, dass sie den natürlichen Bedingungen in vivo näher kommt. Führt man Experimente im Hinblick auf die Ökologie in einem See oder Fluss durch, erhält man bessere Ein-

blicke, wenn natürliche Populationen verwendet werden (GOLDMANN, 1978). Ferner kann man auf Grund der physiologischen Wachstumsansprüche solcher Mischkulturen im Algentiter Rückschlüsse auf die Wassergüte des Untersuchungswassers ziehen. Zudem weisen natürliche Algenpopulationen im Gegensatz zu Algenreinkulturen im Biotest keine Akklimationsperiode auf.

Die Verwendung einer Mischkultur im Algentiter zur Bestimmung des Wachstumspotentials eines Kulturwassers ist im Vergleich zur Algenreinkultur arbeitsintensiver. Wird eine einzellige Alge aus einer Reinkultur in das zu prüfende Wasser eingepflegt, ist die Bestimmung der nach Beendigung des Versuches vorhandenen Biomasse besonders einfach. Gewöhnliches Auszählen der vorhandenen Zellen oder photometrische Bestimmung der Suspensionsdichte sind zwei einfache, praktische Schnellmethoden, um vergleichbare Resultate zu erhalten (DEMMELE, 1966). A. CLAESSON und Å. FORSBERG (1978) verwendeten für Seewasseruntersuchungen routinemässig *Selenastrum capricornutum* wegen der besseren Auflösung in Zellenwachstumsmessungen; hingegen arbeiteten sie in Abwasserversuchen mit einem definierten Algengemisch (5 Arten) wegen der eindeutigeren Nachahmung von Abwasser erhaltenden Seen. Hierzu eignen sich die Algen einer Mischkultur schlechter, da sie nicht die Fähigkeit besitzen, sich im Kulturmedium homogen verteilen zu können, sondern zu Zusammenballungen neigen oder an der Wand des Versuchsgefäßes haften bleiben. Es war also notwendig, beim Arbeiten mit Mischkulturen geeignete Methoden zu suchen, die erlaubten, reproduzierbare Resultate in Biomassenbestimmungen zu erhalten.

4.2.3 Insektizidbehandlung der Mischkulturen

Aus Vorversuchen (Biotitern) mit unbeimpftem Limmatwasser ohne Insektizidbehandlung ging hervor, dass durch Frassverlust, verursacht durch die Konsumenten, Produktionsverluste entstanden. Auf Anregung von Herrn Prof. Thomas setzte ich mich mit der Firma Maag AG, 8157 Dielsdorf, in Verbindung, welche mir ein Insektizid mit dem Handelsnamen Abate (Polyphosphorester) zur Verfügung stellte. In Versuchen sollte die Idealkonzentration und die Einwirkungszeit ermittelt werden, bei der alle tierischen Organismen in einer Mischkultur abgetötet werden, ohne dass das Algenmaterial

Schaden nimmt. Da es sich bei diesem Insektizid um ein hochwirksames Toxin handelt, sollten schon geringe Konzentrationen grosse Wirkung zeigen. Deshalb arbeitete ich mit Konzentrationen zwischen 0,1 und 100 ppm. Diese Mengen setzte ich jeweils dem membranfiltrierten (siehe Kap. 4.3), mit einer Mischkultur beimpften (vgl. Kap. 4.2.1) Limmatwasser zu. Nach verschiedenen Einwirkungszeiten wurden die Biotiterkulturen von fünf Parallelproben mikroskopisch untersucht. Die Ergebnisse sind in Kapitel 8.3 zusammengefasst.

4.3 Kulturwasser

In meinen Biotesten verwendete ich keine künstlichen Kulturmedien, sondern nur natürliche Kulturwässer. Ein Grossversuch wurde mit Zürichseewasser (Bootssteg Kilchberg), alle anderen Experimente mit Limmatwasser von fünf verschiedenen Probenahmestellen durchgeführt (vgl. Kap. 3).

Nach der Probenahme brachte ich das Zürichseewasser ins Laboratorium und führte damit eine Sterilfiltration mit 0,45 μm Filter (Selectron, Fa. Schleicher u. Schuell, $\varnothing$ 50 mm, BA 85/20) unter Vakuum durch (MURRAY u.a., 1971). Das Limmatwasser filtrierte ich mit Hilfe einer Saugnutsche durch einen 0,45 μm Membranfilter. 100 ml des behandelten Kulturwassers füllte ich jeweils in 300 ml Erlenmeyergefässe ab und verschloss diese mit einem Wattezapfen aus hydrophiler Gaze.

4.4 Wachstumsbedingungen im Lichtschrank

Die Produktion in einem Wasser hängt neben der Kohlenstoffversorgung, dem Nährstoffangebot, den Spurenstoffen, der Biomasse, dem Umsatz der aktiven Primärproduzenten, der Temperatur, ebenso von der Lichtintensität und -qualität ab (SCHWOERBEL, 1971). Nach TALLING (1957) umfasst das bei der Photosynthese wirksame Licht Wellenlängen von $390-710 \pm 10 \text{ nm}$ und macht etwa 0,46 - 0,48 der gesamten Strahlungsenergie aus. Die Energie des sichtbaren Lichtes beträgt im Durchschnitt 6×10^{-6} , die Gesamtenergie (Energie des sichtbaren und unsichtbaren Lichtes) $13 \times 10^{-6} \text{ cal} \times \text{cm}^{-2} \times \text{min}^{-1}$ (WESTLAKE, 1965).

Mit zunehmender Lichtintensität steigt zunächst die Photosynthese-

rate an und erreicht im Lichtoptimum ein Plateau (TALLING, 1957). Bei abnehmender Temperatur liegt das Lichtoptimum bei geringerer Lichtintensität, und die maximale Photosyntheserate wird dadurch kleiner.

Nach SCHANZ (1974) ist eine Lichtintensität von etwa 2000 Lux ($=26,5 \mu\text{E} \times \text{m}^{-2} \times \text{s}^{-1}$) für optimales Wachstum von Rhizoclonium-kulturen notwendig; unter 500 Lux erfolgt kein Wachstum mehr. Die Biotiterkulturen wurden in einem Lichtschrank (KKB 600 L, Heraeus GmbH, D-6450 Hanau, BRD) bei $20^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$ exponiert. Im Lichtschrank befanden sich 9 Leuchtstoffröhren mit der Bezeichnung Philips TL 20 W/33. Die auf die Kulturenoberfläche auftreffende Lichtintensität betrug $53 \mu\text{E} \times \text{m}^{-2} \times \text{s}^{-1}$ (ca. 4000 Lux), gemessen mit einem Photometer LAMBDA LI-COR Li 185 und Sensor Li 192 S (Lambda Instr., Lincoln, Nebraska, USA), wobei die Kulturen 14 h pro Tag belichtet wurden.

4.5 Chemische Bestimmung des Algenenertrages

In Vorversuchen wurde abgeklärt, welche Methode der Biomassenbestimmung sich am besten für die Ermittlung des Algenenertrages im Biotest mit Mischkulturen eignet. Insgesamt standen vier verschiedene Methoden zur Auswahl, nämlich: Bestimmung des Proteins und Chlorophyll a-Gehaltes, des KMnO_4 -Verbrauchs (Oxidierbarkeitsmessung) und des aschenfreien Trockengewichtes. Nach HARTZ und KANDLER (1975) ist der Bestimmungsfehler mit der Proteinmethode nach Lowry im Vergleich zu Chlorophyll- und Trockengewichtsmessungen am geringsten.

Folgende Forderungen sollten von einer Bestimmungsmethode der Biomasse erfüllt werden (WEISS und HELMS, 1971):

- Möglichkeit, geringe Algenkonzentrationen bei Versuchsbeginn zu erfassen,
- der relative Variationskoeffizient (SACHS, 1974) und die Standardabweichung hat klein zu sein (KUESTER, 1972),
- geringe Zugaben von Nährstoffen sollten im Biotest gut messbare Unterschiede im Algenenertrag ergeben.

Die Algenbiomasse bestimmte ich jedesmal bei Versuchsbeginn und

- ende. Für Berechnungen wurden nur die Nettoproduktionswerte verwendet (Nettoproduktion = Biomasse bei Versuchsende minus Versuchs-

beginn). Den Algenерtrag bestimmte ich mit den folgenden Methoden:

4.5.1 Proteinbestimmung

Für die Proteinbestimmung nach LOWRY u.a. (1951) wurde das Algenmaterial über einem $0,45\text{ }\mu\text{m}$ Membranfilter eingeeengt. Den Rückstand schlammte ich in dest. Wasser auf und zentrifugierte 20 Min. bei 4500 g; den Ueberstand verwarf ich. Zum Algensediment gab ich 2 ml 0,1 n NaOH zu und hydrolisierte die alkalische Lösung 5 Min. bei 75°C (HARTZ u. KANDLER, 1975). Anschliessend filtrierte ich das Aufschlussgut durch einen Papierfilter (No. 602, Schleicher u. Schuell AG, CH-8714 Feldbach, Schweiz). 0,2 ml des Filtrats wurden nach der Methode LOWRY (1951) weiter behandelt.

4.5.2 Chlorophyll a-Messung

Nach CULLIMORE u. McCANN (1972) ist die Chlorophyll a-Bestimmung äusserst genau, wenn sie mit der Zellzahl von Algenreinkulturen verglichen wird. Wir verwendeten die Methode von ARNDT u.a. (1975).

4.5.3 Aschenfreies Trockengewicht

Unter aschenfreiem Trockengewicht verstehen wir die Differenz zwischen dem Trockengewicht und dem Aschengehalt einer Probe (VOLLENWEIDER, 1974). Ich filtrierte durch einen Glasfiberfilter (GF 6, Schleicher u. Schuell AG) und trocknete bei 110°C , während der Filter im Muffelofen eine Stunde bei 500°C geglüht wurde.

4.5.4 KMnO_4 -Verbrauch (0,1 n Lösung)

Die Bestimmung der organischen Substanz mit KMnO_4 wurde von SCHANZ (1974) eingehend auf ihre Verwendbarkeit geprüft. Die Werte des KMnO_4 -Verbrauchs zeigen eine gute Korrelation mit COD Analysen (ELVING u.a., 1975). Die Vorschrift zu dieser Methode findet man in den Deutschen Einheitsverfahren (1975).

5. VERGLEICH DER VIER METHODEN ZUR BESTIMMUNG DES ALGENERTRAGES

5.1 Zürichseewasser mit Zusatz von Nährlösungen

Dem Zürichseewasser setzte ich 0, 0.1, 1.0 und 2.0 ml Nährlösung nach SCHANZ (1977) zu. In den Kulturgefäßen war eine gute Algenentwicklung festzustellen, besonders in den Gefäßen mit 1 bis 2 ml Nährlösung. Abbildung 3 a) zeigt, dass die KMnO_4 -Methode bei der Bestimmung des Algenwachstumspotentials des Zürichseewassers mit Zugabe verschiedener Mengen Nährlösung die kleinsten Standardabweichungen im Vergleich zu anderen Bestimmungsmethoden aufweist (vgl. Abb. 3 a bis d). Die Standardabweichungen der Nettoproduktion nach Zugabe von 0.1 und 1 ml Nährlösung ($s=0,15$ und $0,74$) sind in Abb. 3 a nicht eingezeichnet, da sie sehr klein waren. Wegen den geringen relativen Variationskoeffizienten ($1.2 - 4.6\%$) waren alle Unterschiede zwischen zwei Mittelwerten signifikant ($\alpha < 0.001$). Bei Versuchsbeginn war es einfach, mit dieser Methode die Algenbiomasse zu erfassen.

Die Standardabweichungen der Chlorophyll a-Bestimmung waren allgemein höher (vgl. Abb. 3 b), und der rel. Variationskoeffizient betrug $2.5 - 14.6\%$. Mögliche kausale Verknüpfungen sind bei HALLE-GRAEFF (1977) beschrieben. Es war unmöglich, im Biotiter ohne Zugabe von Nährstoffen den Chlorophyllgehalt bei Versuchsbeginn und -ende zu bestimmen. Die Zugabe von 0.1 ml Nährlösung bewirkte nur eine geringe Erhöhung der Chlorophyllkonzentration. Diese Nachteile veranlassten mich, in weiteren Versuchen auf diese Methode zu verzichten.

Aschenfreies Trockengewicht und Proteinmessungen (vgl. Abb. 3 c und d) zeigen lediglich bei geringen Nährstoffgaben (0.1 ml) kleine Standardabweichungen.

5.2 Limmatwasser verschiedener Probenahmestellen

Für weitere methodische Untersuchungen verwendete ich Limmatwasser von zwei verschiedenen Probenahmestellen, von denen man Unterschiede im Nährstoffgehalt erwarten konnte: Quaibrücke (Qb) und Unterengstringen, links (U₁). Die Resultate zweier Experimente sind in Tab. 1 zusammengefasst.

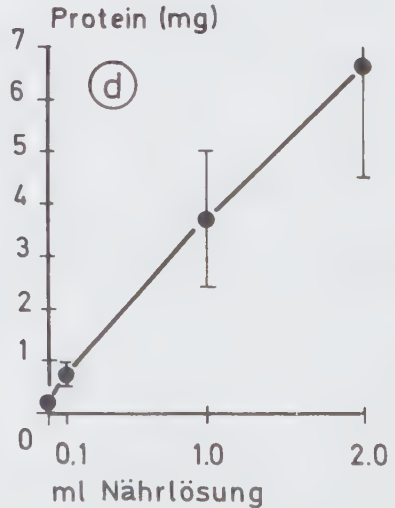
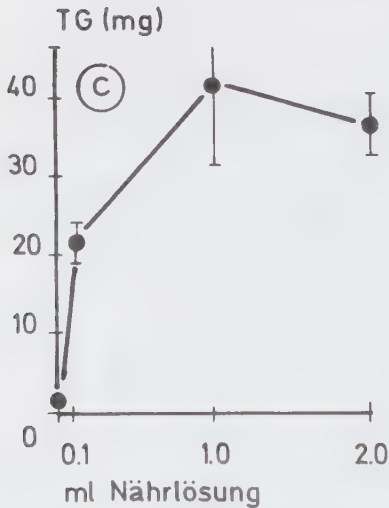
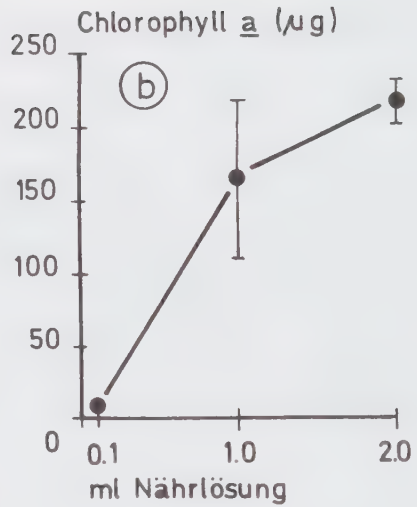
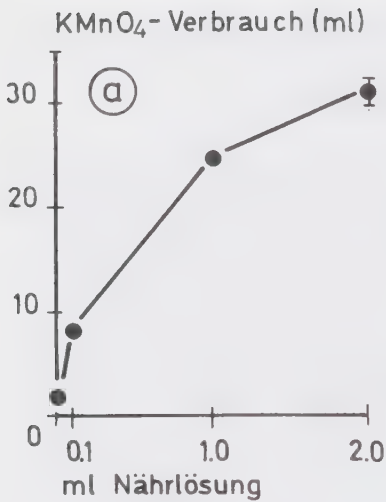


Abb. 3 a bis d: Nettoproduktion des Zürichseewassers mit Zugabe verschiedener Konzentrationen von Nährlösung. Werte = Mittelwerte von 5 Parallelproben mit Standardabweichung. TG = Aschenfreies Trockengewicht.

Tabelle 1: Algenwachstumspotential des Limmatwassers von den Probenahmestellen Quaibrücke (Qb) und Unterengstringen, links (U_1), mit drei verschiedenen Methoden gemessen.

$\bar{x}$ = Mittelwerte;
 s = Standardabweichung;
 rC_v = relativer Variationskoeffizient (in %).

Algenwachstums - potential		KMnO ₄ - Verbrauch			Protein			Glühverlust		
Stellen	Versuchsnummer	ml			μg			mg		
		$\bar{x}$	s	rC_v	$\bar{x}$	s	rC_v	$\bar{x}$	s	rC_v
Qb	1	1,40	0,35	12,3	176	73	20,6	2,48	2,00	40,4
	2	1,65	0,10	4,1	164	28	17,2	4,10	0,70	7,2
U_1	1	2,90	0,20	3,2	265	102	19,2	5,30	0,44	4,1
	2	5,45	0,25	2,8	1100	170	15,2	12,60	0,80	3,7

Die relativen Variationskoeffizienten (rC_v) waren bei der Proteinmethode so hoch, dass ich in beiden Versuchen keine signifikanten Unterschiede zwischen den Mittelwerten nachweisen konnte ($\alpha = 0,05$). Dieselben Ergebnisse erhielt ich in Vorversuchen bei 18 verwendeten Proben (Variationskoeffizient: Qb = 4.8%; U_1 = 8.7%; Vergleich der Mittelwerte: $\hat{t} = 0.442$; Differenz nicht signifikant auf dem $\alpha = 0.05$ Niveau). Bei Messung des KMnO₄-Verbrauchs konnten in einem ähnlichen Experiment mit 20 Kulturen signifikante Unterschiede der Mittelwerte nachgewiesen werden ($\hat{t} = 8.839$; $\alpha < 0.0001$). Es ist anzunehmen, dass die Proteinsynthese von Algen in den Kulturen zu einem hohen Grade fluktuiert (LORENZEN und HESSE, 1974); ferner ist auch bekannt, dass die Proteinkonzentration unter den Algenarten verschieden ist (MILNER, 1953; FOGG, 1965). Bei der Biomassenbestimmung mit KMnO₄ oder aschenfreiem Trockengewicht (Glühverlust) waren die Variationskoeffizienten allgemein niedrig.

Die Versuche 1 und 2 (vgl. Tab. 1) zeigten hohe $\hat{t}$ -Werte, wenn man die Mittelwerte des Algenwachstumspotentials vom Limmatwasser der Quaibrücke und vom Limmatwasser von Unterengstringen, links, miteinander verglich:

KMnO ₄ - Verbrauch :	1. Versuch	$\hat{t} = 8.39; \alpha = 0.001$
	2. Versuch	$\hat{t} = 26.02; \alpha = 0.000$
Glühverlust :	1. Versuch	$\hat{t} = 3.09; \alpha = 0.020$
	2. Versuch	$\hat{t} = 17.59; \alpha = 0.000$

In Routineexperimenten mit einer grösseren Anzahl von Kulturgefässen war die Bestimmung des aschenfreien Trockengewichtes (Glühverlust) und des Proteingehaltes sehr arbeitsintensiv. Aus diesem Grunde bevorzugte ich die Methode der Oxidierbarkeitsmessung (KMnO₄-Verbrauch) für die Bestimmung der Biomasse.

5.3 Zusammenfassung

Für die Schätzung der Biomasse im Biotest bestimmte ich Proteingehalt, Chlorophyll a, KMnO₄-Verbrauch und aschenfreies Trockengewicht. Die Oxidierbarkeitsmessung wies im Vergleich zu anderen Biomassenbestimmungsmethoden die kleinsten Standardabweichungen auf, wenn das Algenwachstumspotential eines Wassers bestimmt werden sollte. Aschenfreies Trockengewicht und Proteinbestimmung zeigten nur bei kleinen Nährstoffgaben zum Zürichseewasser kleine relative Variationskoeffizienten. Die Biomassenbestimmungen als aschenfreies Trockengewicht und mit KMnO₄ waren praktisch gleichwertig. Beide Methoden erlaubten, auch kleine Unterschiede im Algenwachstumspotential zu erfassen, und die relativen Variationskoeffizienten waren allgemein niedrig. Hingegen war die KMnO₄-Methode in Versuchen mit einer grösseren Anzahl von Kulturgefässen weniger arbeitsintensiv.

6. WACHSTUMSKURVEN

6.1 Allgemeines

In Batchkulturen, in denen der Wachstumsverlauf einer Mischkultur bestimmt werden soll, können während der Inkubationszeit keine Nährstoffe zu- oder Stoffwechselendprodukte abgeführt werden. Das Wachstum in diesen geschlossenen Systemen dauert im allgemeinen so lange, bis es durch einen ins Minimum geratenen Faktor begrenzt wird.

Eine klassische Wachstumskurve hat sigmoide Gestalt und wird in mehrere Wachstumsphasen unterteilt, die regelmässig, jedoch nicht immer eindeutig identifizierbar, auftreten.

Nach FOGG (1965) lässt sich eine Wachstumskurve in fünf Phasen unterteilen: Anlauf-, Exponential-, Verzögerungs-, Stationär- und Abnahmephase. Die unterschiedlichen Zeitintervalle, in denen die Organismen einer Mischkultur alle Phasen durchlaufen, hängen von verschiedenen Faktoren ab, wie z.B. Eignung des Kulturmediums (Wasserqualität), Alter und Zusammensetzung des Impfmateri als und das Adaptationsverhalten der Organismen im neuen Medium bei veränderten Lichtverhältnissen (VENKATARAMAN, 1969; O'BRIEN, 1972). Für meine Biotiterversuche legte ich eine Expositionszeit von drei bis vier Wochen fest, da SCHANZ (1974) während dieser Versuchszeit die ganze Exponential- und zum Teil die Verzögerungsphase erfassen konnte.

Erst die Kenntnis der Wachstumskurve einer Mischkultur ermöglicht jedoch, den idealen Zeitpunkt für das Abbrechen von Biotiterversuchen zu bestimmen. Es ist dies die minimale Wachstumsperiode, nach der maximale Unterschiede in den Erntemengen von gut und schlecht wachsenden Kulturen zu erwarten sind (SCHANZ, 1974).

6.2 Beziehung zwischen der Wasserqualität und dem Wachstumsverlauf von Mischkulturen in Biotitern

Zur Prüfung des Wachstumsverlaufs einer Mischkultur in zwei verschiedenen Kulturwässern, nämlich im Limmatwasser von der Quai- brücke und Unterengstringen, links (vgl. Abb. 4 a u. b), wurden

zwei Versuche angesetzt. Das Limmatwasser wurde membranfiltriert (vgl. Kap. 4.3) und mit einer Mischkultur beimpft (vgl. Kap. 4.2.1). Anschliessend exponierte ich die Kulturen während drei und vier Wochen im Lichtschrank (vgl. Kap. 4.4). Alle zwei bis drei Tage bestimmte ich den KMnO_4 -Verbrauch von vier Parallelproben.

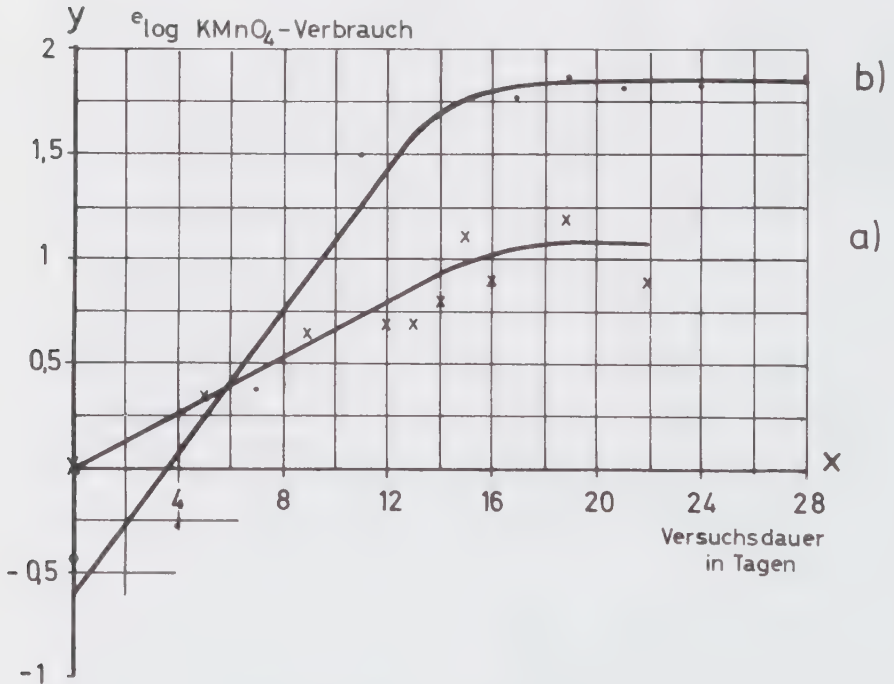


Abb. 4: Wachstumskurven von Mischkulturen im Limmatwasser.

- a) Limmatwasser von der Quaibrücke, vom 12.6.-4.7.1975.
- b) Limmatwasser von Unterengstringen, links, vom 24.1.-22.2.1975.

Jeder eingetragene Wert = log des Mittelwertes aus vier Beobachtungen.

Die beiden Kurven in Abbildung 4 a u. b zeigen ein unterschiedliches Wachstum der Mischkulturen in ihren Kulturwässern, das offensichtlich nach verschiedenen Zeitplänen erfolgt ist. Während den ersten zehn bis vierzehn Tagen darf man bei beiden Kurven eine lineare Beziehung zwischen x (= Anzahl Tage vom Versuchsbeginn an gerechnet) und y ($= e^{\log \text{KMnO}_4\text{-Verbrauch}}$ der Mischkulturen) vermuten, obwohl im Limmatwasser von Unterengstringen, links, ein schnelleres exponentielles Wachstum erfolgte, als im Limmatwasser von der Quaibrücke. Die linearen Abschnitte der beiden Kurven fallen nicht zusammen, da deutliche Unterschiede beim Beginn der Exponentialphase auftraten. Hier sind die von VENKATARAMAN (1969) und O'BRIEN (1972) beschriebenen Gründe verantwortlich (vgl. Kap. 6.1).

Da in beiden Kurven wenig Werte aus der Exponentialphase zur Verfügung standen, verzichtete ich auf weitere Berechnungen.

6.3 Bestimmen der Inkubationszeit

Nach Abbildung 4 tritt das Wachstum der Mischkulturen im Batchverfahren schon nach drei Wochen in die Stationärphase ein. Bei längerer Expositionsdauer ist vorerst mit keiner Zunahme der Biomasse zu rechnen. Dieselbe Zeitspanne ermittelte SCHANZ (1974) in seinen Wachstumsversuchen mit Rhizocloniumkulturen in Küsnachter Dorfbachwasser.

Auf Grund dieser Erkenntnisse darf für meine Biotiterkulturen eine allgemeine Versuchszeit von drei Wochen angenommen werden.

7. BESTIMMEN DER IN BIOTITERN GEWACHSENEN DOMINANTEN ALGENARTEN

7.1 Listen der gefundenen dominanten Algenarten mit ihren geschätzten Häufigkeiten

Bei Versuchsende bestimmte ich die dominanten Algenarten, welche in den beimpften Biotiterkulturen gewachsen waren (vgl. 4.2.1). Folgende Bücher verwendete ich für die Bestimmung der dominanten Algenarten:

BOURELLY (1966), FOTT (1971), HUBER-PESTALOZZI (1947), HUSTEDT (1959, 1962), PASCHER (1913), PRESCOTT (1964), STREBLE und KRAUTER (1972).

Die Häufigkeiten schätzte ich mit Hilfe der 6 Häufigkeitsstufen, welche in Tab. 2 erläutert sind. Alle Resultate der Untersuchungsperiode vom 9.3.1976 bis 7.11.1978 fasste ich in den Tab. 2 bis 5 zusammen, wobei ich eine Gliederung nach Jahreszeiten vorgenommen habe.

Tab. 3: Frühjahrswerte 1976 - 1978. Legende vgl. Tab. 2.

Daten u. Probenahmestellen		1.4.1976			11.5.1976			10.5.1977			4.4.1978			16.5.1978		
		Qb	U _r	U _l K W	Qb	U _r	U _l K W	Qb	U _r	U _l K W	Qb	U _r	U _l K W	Qb	U _r	U _l K W
Dominante Algenarten																
Cladophora glomerata		2	1	3	4	5	1	3	5	3	3	2	2	5	4	5
Oedogonium cf. crispum		1	2	2	2	2	2	3	3	3	3	0	1	2	2	1
Ulothrix cf. aequalis		0	0	1	1	1	0	0	2	1	2	0	0	1	1	1
Microspora cf. amoena		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	2
Stigeoclonium tenue		0	0	3	3	3	0	0	2	1	2	0	0	4	3	4
Scenedesmus ecornis		0	1	2	3	2	0	2	2	2	2	0	1	2	2	1
Scenedesmus acutus		1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	0	1	2	1	1
Cosmarium reniforme		1	0	1	0	0	1	2	2	1	2	0	1	2	1	2
Chlorococcum cf. infusionum		1	2	3	2	3	2	3	3	2	3	2	3	3	2	3
Chlorella vulgaris		2	3	2	3	2	2	3	3	2	3	2	3	3	2	3
Sphaerocystis Schroeteri		1	1	2	2	2	1	2	3	3	3	1	0	2	0	1
Diatoma hiemale		1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Diatoma vulgare		0	1	2	1	1	0	2	1	1	1	0	2	2	1	2
Fragilaria crotonensis		0	1	2	1	2	1	2	2	0	2	1	2	2	2	1
Fragilaria virescens		2	3	0	0	0	1	3	0	0	0	0	3	0	0	0
Melosira varians		1	2	3	2	2	2	3	1	2	2	1	2	3	3	3
Navicula cf. radiosa		2	2	1	2	3	2	3	1	1	2	2	3	1	1	3
Nitzschia cf. linearis		4	3	4	3	2	5	2	5	2	3	2	3	4	4	5
Cymbella cf. ehrenbergii		1	2	2	1	2	2	3	2	1	1	3	2	2	2	1
Stephanodiscus hantzschii		1	1	2	1	1	1	1	2	1	1	1	0	1	1	1
Phormidium autumnale		1	1	3	2	2	1	1	3	2	3	1	1	3	2	2
Oscillatoria cf. tenuis		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Plectonema tomasianum		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Scytonema hofmannii		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Calothrix braunii		0	0	4	3	4	0	1	4	3	5	0	0	3	2	3

Tab. 4: Sommerwerte 1976 - 1978. Legende vgl. Tab. 2.

Daten u. Probenahmestellen	19.8.1976			14.9.1976			12.7.1977			9.8.1977			15.8.1978		
	Qb	U _r	U _l	K	W	Qb	U _r	U _l	K	W	Qb	U _r	U _l	K	W
Dominante Algenarten															
Cladophora glomerata	1	1	4	3	4	1	1	5	4	4	1	1	4	2	3
Oedogonium cf. crispum	2	2	3	3	3	2	3	2	1	1	2	3	3	3	3
Ulothrix cf. aequalis	0	0	1	2	2	0	0	2	1	1	0	0	2	1	1
Microspora cf. ancena	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Stigleoclonium tenue	0	0	4	4	5	0	0	5	4	0	0	0	5	3	5
Scenedesmus ecorinis	0	0	2	3	3	0	1	2	3	3	0	1	2	3	3
Scenedesmus acutus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cosmarium reniforme	3	3	2	3	2	2	3	3	2	3	2	3	2	4	2
Chlorococcum cf. infusionum	1	2	4	2	3	1	2	3	2	1	2	3	4	3	4
Chlorella vulgaris	1	2	3	3	2	2	1	4	2	4	2	3	4	4	4
Sphaerocystis Schroeteri	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diatoma hienale	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diatoma vulgare	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Fragilaria crotonensis	1	2	2	3	2	2	2	1	1	0	3	2	3	2	2
Fragilaria virescens	2	3	0	0	0	1	2	0	0	0	0	3	0	0	0
Melosira varians	0	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1	2	3	2	2
Navicula cf. radiosa	1	3	4	3	3	1	2	3	2	2	1	3	4	3	3
Nitzschia cf. linearis	3	2	5	4	5	2	2	4	5	5	1	1	2	4	3
Cymbella cf. ehrenbergii	3	1	2	2	3	2	1	3	2	1	3	3	4	4	3
Stephanodiscus hantzschii	2	2	1	0	0	2	1	2	1	1	2	2	2	2	4
Phormidium autumnale	1	2	4	3	4	0	2	4	4	4	0	1	4	3	4
Oscillatoria cf. tenuis	0	0	2	1	2	0	0	2	1	1	0	0	2	1	2
Plectonema tomasinianum	0	0	2	1	2	0	2	3	2	3	1	2	2	2	2
Scytonema hofmannii	3	3	4	4	4	2	3	4	4	5	3	2	4	2	3
Calothrix braunii	0	1	4	3	4	0	1	5	4	5	0	0	5	3	4

Tab. 5: Herbstwerte 1976 - 1978. Legende vgl. Tab. 2.

Daten u. Probenahmestellen	8.11.1976				18.10.1977				15.11.1977				14.12.1977				7.11.1978			
	Qb	U _r	U ₁	K W	Qb	U _r	U ₁	K W	Qb	U _r	U ₁	K W	Qb	U _r	U ₁	K W	Qb	U _r	U ₁	K W
Dominante Algenarten																				
Cladophora glomerata	2	2	4	3 4	1	2	4	3 3	2	3	5	4 5	0	1	4	3 4	1	1	3	2 3
Oedogonium cf. crispum	1	0	1	0 1	0	0	1 1	0 0	0	0	0	0 0	0	0	0	0 0	1	1	1	0 1
Ulothrix cf. aequalis	0	0	1	0 0	0	0	1 1	0 0	0	0	1	0 0	0	0	0	0 0	1	1	1	0 0
Microspora cf. amoena	0	0	0	0 0	0	0	0 0	0 0	0	0	0	0 0	0	0	0	0 0	1	1	0	0 0
Stigeoclonium tenue	0	0	3	3 3	0	0	4	3 3	0	0	3	3 4	0	0	3	2 3	0	0	3	2 2
Scenedesmus acornis	0	0	2	1 1	0	0	1	0 0	0	0	1	1 0	0	0	1	1 1	0	0	1	0 1
Scenedesmus acutus	0	0	1	2 2	0	2	3	2 3	0	1	2	3 2	0	2	3	2 2	0	0	1	2 1
Cosmarium reniforme	3	3	4	3 2	3	3	2	2 3	3	3	4	4 3	3	4	3	4 3	3	3	2	1 2
Chlorococcum cf. infusionum	2	2	3	3 2	3	3	2	2 1	3	2	3	2 2	3	2	1	2 3	3	2	4	3 4
Chlorella vulgaris	1	0	0	2 0	1	0	0	1 2	2	3	3	1 2	2	2	4	1 3	1	1	3	1 3
Sphaerocystis Schroeteri	0	0	0	0 0	0	0	0	0 0	0	0	0	0 0	0	0	0	0 0	0	0	0	0 0
Diatoma hiemale	1	0	0	0 0	0	0	0	0 0	1	1	0	0 0	2	2	0	0 0	1	0	0	0 0
Diatoma vulgare	1	0	2	2 2	1	2	2	2 2	2	0	0	0 0	0	0	0	0 0	2	0	0	0 0
Fragilaria crotonensis	1	2	2	0 0	0	1	0	0 0	1	0	0	0 0	0	0	0	0 0	2	2	3	2 2
Fragilaria virescens	0	0	0	0 0	0	1	0	0 0	1	0	0	0 0	0	0	0	0 0	0	0	0	0 0
Melosira varians	0	0	0	0 0	0	1	0	0 0	1	1	0	1 1	0	1	0	1 1	0	1	1	1 1
Navicula cf. radiosa	0	1	0	0 0	0	1	0	0 1	0	2	0	0 0	0	1	0	0 0	0	1	0	0 1
Nitzschia cf. linearis	0	1	3	4 3	0	0	4	3 4	0	1	3	4 3	0	1	4	2 4	0	1	4	3 4
Cymbella cf. ehrenbergii	1	2	2	1 1	1	3	1	2 1	1	3	1	2 1	1	2	1	0 0	1	2	1	0 0
Stephanodiscus hantzschii	2	1	3	2 3	1	1	3	3 4	1	1	4	4 4	1	2	4	3 4	1	2	3	3 3
Phormidium autumnale	0	1	3	4 4	1	2	5	4 5	1	3	2	4 4	1	2	5	4 5	2	1	5	4 5
Oscillatoria cf. tenuis	0	1	4	3 4	2	0	3	4 4	3	4	4	2 3	0	0	4	3 3	0	0	3	1 2
Plectonema tomasinianum	3	4	5	4 5	2	3	5	4 4	3	4	4	4 4	2	2	4	3 4	2	4	4	3 3
Scytonema hofmannii	0	1	3	2 3	0	1	4	4 5	1	1	4	3 3	0	0	3	2 3	0	0	3	2 3
Calothrix braunii	0	1	4	4 5	0	1	5	4 4	0	0	4	4 5	0	1	4	4 5	1	1	5	4 4

7.2 Beziehung zwischen der Wasserqualität und dem Vorkommen bestimmter Algenarten in Biotiterkulturen

7.2.1 Relative Häufigkeiten der in Biotitern gewachsenen Grün-, Kiesel- und Blaualgen

Im vorliegenden Kapitel dienten mir die Tabellen 2 bis 5 als Grundlage für weitere Berechnungen. Für jede dominante Algenart wurde gezählt, wie oft eine Häufigkeitsstufe vertreten ist und zwar gesondert für die Quaibrücke und Unterengstringen, rechts, sowie Unterengstringen, links, Killwangen und Wettingen (siehe Tab. 6, Gruppen A und B). Die Grün-, Kiesel- und Blaualgenarten erfasste ich getrennt und ermittelte die Summe der Beobachtungen für die Häufigkeitsstufen 0, 1, 2 (seltenes Vorkommen) und 3, 4, 5 (häufiges Vorkommen). Daraus berechnete ich die relativen Häufigkeiten.

a) Grünalgen (Stamm: Chlorophyta; Klasse: Chlorophyceae)

Die Beobachtung, dass die in meinen Biotitern gewachsenen Grünalgen häufiger im Limmatwasser der Probenahmestellen der Gruppe B als der Gruppe A vorkamen (siehe Tab. 6), weist eindeutig auf die Verschmutzung an diesen Stellen hin (THOMAS, 1944; SCHMASSMANN, 1951). Zudem bestimmte ich im Limmatwasser der Gruppe B in Biotiterversuchen hohe Nettoproduktionen (vgl. Kap. 9.5). Die Grünalge *Stigeoclonium tenue* wuchs lediglich in Biotitern mit Limmatwasser der Stellen Unterengstringen, links, Killwangen und Wettingen (vgl. Tab. 2 - 5). Diese Beobachtung gewinnt umso mehr an Bedeutung, als diese Fadenalge zugleich ein Leitorganismus α -meso- tropher Gewässer darstellt (KOLKWITZ, 1950). Für eine weitere grüne Fadenalge, *Ulothrix cf. aequalis*, konnte dieselbe Beobachtung gemacht werden. Offensichtlich benötigen diese beiden Grünalgenarten nährstoffreiches Wasser für ihr Wachstum. Die Grünalge *Cladophora glomerata* entwickelte sich in diesen Kulturwässern noch intensiver (vgl. Tab. 7), wobei sie auch vereinzelt in Biotitern mit Limmatwasser von der Quaibrücke und Unterengstringen, rechts, auftrat.

Tab. 6: Grün-, Kiesel- und Blaualgen: Summe der Beobachtungen in den Häufigkeitsstufen O, 1 und 2 sowie 3, 4 und 5 für die Stellen Qb, U_r (Gruppe A) und U_l, K, W (Gruppe B).
Grundlagen: Tabellen 2-5; SB = Summe der Artenbeobachtungen; rH = relative Häufigkeit.

Artengruppen	Grünalgen		Kieselalgen		Blaualgen	
	A	B	A	B	A	B
Probenahmestellen						
Häufigkeitsstufen	SB rH	SB rH	SB rH	SB rH	SB rH	SB rH
O, 1, 2	403 0.91	449 0.68	311 0.86	431 0.80	185 0.92	164 0.55
3, 4, 5	37 0.09	211 0.32	49 0.14	109 0.20	15 0.08	136 0.45
Total	440 1.00	660 1.00	360 1.00	540 1.00	200 1.00	300 1.00

b) Kieselalgen (Stamm: Chromophyta; Klasse: Bacillariophyceae)

Kieselalgen zeigten untereinander unterschiedliche Wachstumsansprüche, die sich auch zum Teil von denen der Grünalgen unterschieden. Einige Arten vermehrten sich bevorzugt in Biotitern mit Limmatwasser der Stellen Quaibrücke und Unterengstringen, rechts (siehe Tab. 2 - 5). Zwei Kieselalgenarten, *Diatoma hiemale* und *Fragilaria virescens*, wuchsen nur in Algentitern mit Limmatwasser dieser Probenahmestellen. Die Aussage, dass sich die meisten Kieselalgenarten bevorzugt im sauberen Wasser entwickeln (FOTT, 1971), wird durch die Resultate der Tabelle 6 bestätigt. In Biotitern mit Limmatwasser der Stellen Quaibrücke und Unterengstringen, rechts, fand ich häufiger Kieselalgen als Grün- und Blaualgen, weshalb hier mit nicht oder wenig verschmutztem Limmatwasser gerechnet werden darf. Diese Aussagen werden durch die niedrige Nettoproduktion an diesen Probenahmestellen bestätigt (siehe Kap. 9.5). Eine Ausnahme macht die Kieselalge *Nitzschia cf. linearis*, die für das Wachstum offensichtlich nährstoffreiches Wasser bevorzugt (vgl. Tab. 7).

c) Blaualgen (Stamm: Cyanophyta; Klasse: Cyanophyceae)

Die in meinen Biotitern gefundenen Blaualgenarten bevorzugten wie die Grünalgen für ein intensives Wachstum eher das nährstoffreiche Limmatwasser nach Einlauf der ARA Werdhölzli (siehe Tab. 6). Blaualgen wuchsen häufiger in diesen Kulturwässern als Grün- und Kieselalgen. *Phormidium autumnale* und *Calothrix braunii* fand ich häufig in Biotesten mit Limmatwasser der Stellen Unterengstringen, links, Killwangen und Wettingen, wobei die letztgenannte Art ausschliesslich in diesen Kulturwässern auftrat (siehe Tab. 7). Diese Analysen zeigen, dass in Biotitern mit Limmatwasser von verschiedenen Probenahmestellen ein unterschiedliches Artenspektrum festgestellt wurde, welches eine deutliche Abhängigkeit von der Wasserqualität zeigte.

7.2.2 Jahreszeitliche Abhängigkeit des Vorkommens einzelner dominanter Algenarten in Biotitern

Da das Wachstum von Algen in einem Fliessgewässer nicht nur vom Nährstoffgehalt abhängig ist, sondern auch von den jeweiligen Licht- und Temperaturverhältnissen, kann eine jahreszeitliche Abhängigkeit der Algenzusammensetzung und -dichte beobachtet werden. Im Biotiter vermehren sich die Algen in Abhängigkeit vom Nährstoffangebot des Kulturwassers, da Licht und Temperatur konstant gehalten werden.

Mich interessierte die Frage, ob das Vorkommen einzelner dominanter Algenarten auch im Biotest von der Jahreszeit abhängt. Abb. 5 zeigt das Vorkommen von *Cladophora*, *Diatoma*, *Stigeoclonium* und *Phormidium* in Biotiterkulturen mit Limmatwasser von zwei Probenahmestellen unterschiedlicher Wasserqualität (Quaibrücke und Unterengstringen, links), in der Periode 1976 - 1978. Die fädigen Grünalgen *Cladophora* und *Stigeoclonium* bestimmte ich bei Versuchsende jedesmal in meinen Algentitern. Beide Grünalgen entwickelten sich während meiner gesamten Versuchsperiode in Biotitern mit Limmatwasser von Unterengstringen, links, sehr gut. Auf Grund dieser Beobachtungen darf angenommen werden, dass im Impfmateriale das ganze Jahr hindurch genügend *Cladophora*- und *Stigeoclonium*-Keime zur Verfügung standen. In Biotesten mit Limmatwasser der Quaibrücke zeigte *Cladophora* während der Versuchszeit ein geringes Wachstum, wobei in den Wintermonaten 1977 und 1978 kein Wachstum erfolgte. *Stigeoclonium* trat in diesem Kulturwasser nie auf (vgl. Kap. 7.2.1).

Anders verhält es sich mit *Diatoma* und *Phormidium*. Beide Arten zeigten in Biotitern eine deutliche Abhängigkeit des Vorkommens im Jahresverlauf. *Diatoma* bestimmte ich nur während der Wintermonate in meinen Algentitern mit Limmatwasser von der Quaibrücke (vgl. Tab. 2 - 5), wobei sich *Phormidium* vor allem in den Sommer- und Herbstmonaten intensiv im Limmatwasser von der Quaibrücke und Unterengstringen, links, entwickelte (siehe Abb. 5).

In Biotitern, welche mit einer natürlichen Mischkultur beimpft werden, ist es möglich, die jahreszeitliche Abhängigkeit des Vorkommens einzelner dominanter Algenarten zu zeigen. Bei Verwendung von Rohkulturen kann jedoch das Impfmateriale in der Artenzusammen-

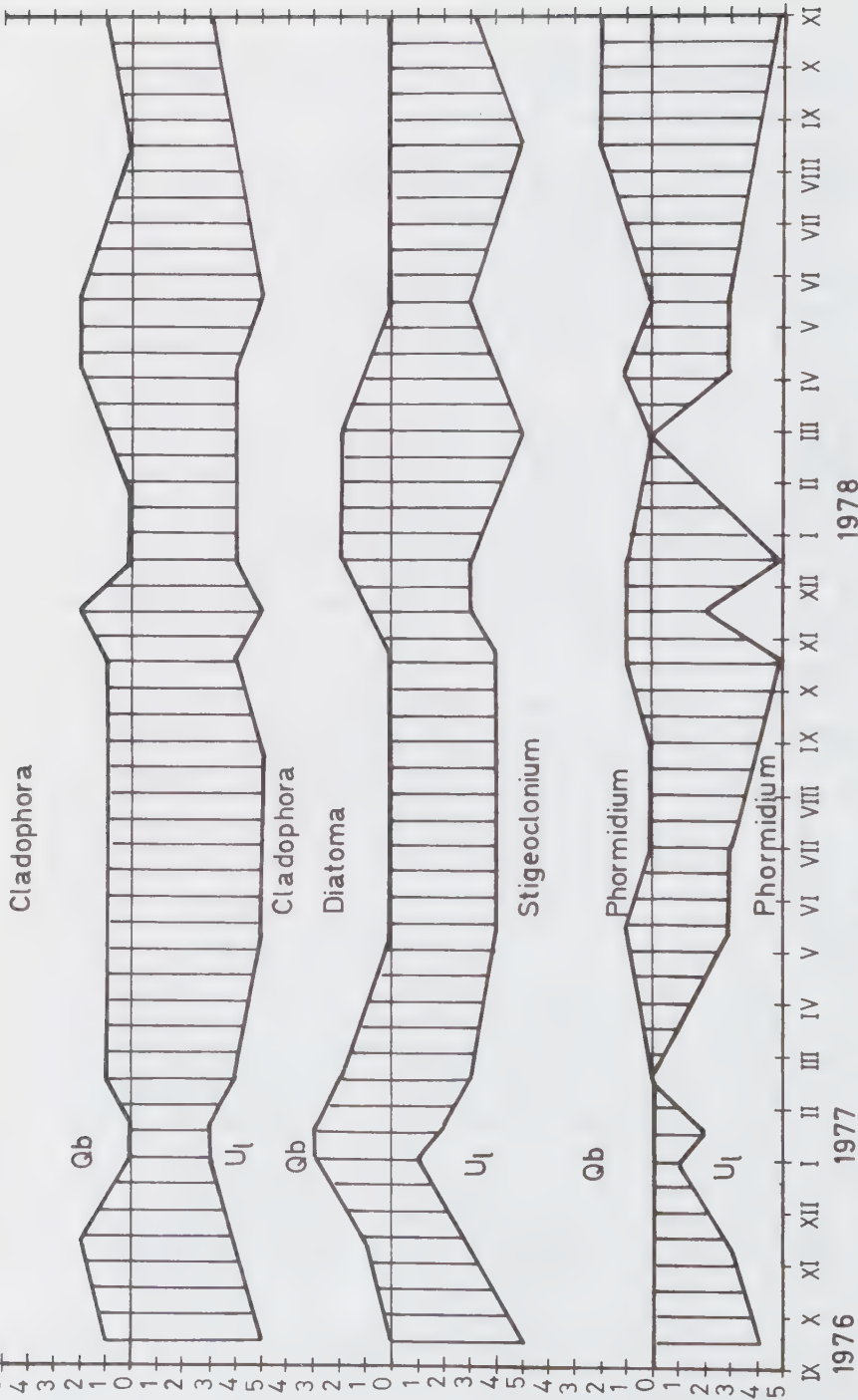


Abb. 5: Jahreszeitliche Abhängigkeit des Vorkommens einzelner dominanter Algenarten in Biotiterkulturen mit Limmatwasser der Probenahmestellen Quaibrücke und Unterengstringen, links (Qb u. U₁). Häufigkeitsstufen 0 - 5 vgl. Tab. 2.

setzung schwanken. Es kann deshalb in unseren Versuchen nur für *Cladophora* und *Rhizoclonium* geprüft werden, ob eine jahreszeitliche Abhängigkeit des Algenwachstums vom Kulturwasser besteht, da diese beiden Gattungen immer in genügender Menge im Impfmateri-
al vorhanden waren.

7.3 Zusammenfassung

In Biotiterkulturen mit Limmatwasser von der Quaibrücke und von Unterengstringen, rechts, entwickelten sich Kieselalgen verhältnismässig gut, was für wenig verschmutztes Wasser typisch ist. Grün- und Blaualgen bevorzugten für ein intensives Wachstum das Limmatwasser der Probenahmestellen Unterengstringen, links, Killwangen und Wettingen. Dies weist eindeutig auf die Verschmutzung des Limmatwassers an diesen Stellen hin. Zudem konnte eine Beziehung zwischen der Wasserqualität und dem Vorkommen bestimmter Algenarten in Biotiterkulturen gefunden werden.

Eine jahreszeitliche Abhängigkeit des Vorkommens einzelner dominanter Algenarten in Biotitern, welche mit einer Mischkultur beimpft wurden, ist nur dann nachweisbar, wenn die mikroskopischen Analysen oder Parallelversuche zeigen, dass im Impfmateri-
al genügend Individuen der Arten vorhanden sind.

8. ABHÄNGIGKEIT DER NETTOPRODUKTION VON EXPERIMENTELLEN FAKTOREN

8.1 Sterilisation und Membranfiltration

Der Einfluss von Sterilisation und Membranfiltration auf die Algenernte wurde eingehend von SCHANZ (1977) untersucht. Er wies darauf hin, dass vor allem im nährstoffreichen Kulturwasser durch Filtration weniger Nährstoffe verloren gehen als beim Autoklavieren, da beim letzteren Vorgang durch die Bildung schwerlöslicher Salze ein grosser Teil des ursprünglich vorhandenen Wachstumspotentials eingebüsst wird. Zudem können thermolabile Substanzen zerstört werden (GOLD et al., 1966), und Huminsäuren erfahren grosse strukturelle Veränderungen (KICKUTH, 1972). Beim Abtöten der pflanzlichen und tierischen Organismen ist eine Freisetzung von Algennährstoffen möglich.

Nach SCHANZ (1977) sind die Algenernten im nährstoffarmen Kulturwasser nach dem Autoklavieren grösser. Adsorption von geladenen Teilchen und Rückhalt von Schwebepartikeln mit Nährstoffhülle dürften hier die Hauptgründe für das geringere Wachstum in filtrierten Lösungen sein.

Bei der Vorbereitung des Mediums (Kulturwasser) müssen Filtrationen vorgenommen werden, um Bakterien, Pilze sowie pflanzliche und tierische Organismen zu entfernen; dabei werden auch Detritus-Partikel und ähnliches eliminiert, die unter natürlichen Bedingungen als Ionenaustauscher-Oberflächen wirken (GOLDMANN, 1978; MOSS, 1973). Hingegen scheinen durch Membranfiltration keine Algenwachstumsstoffe (z.B. Phosphatasilieferanten) aus dem Kulturwasser entfernt zu werden (BETSCHART, 1975).

Diese Gründe veranlassten mich, das Limmatwasser zu filtrieren (vgl. Kap. 4.3), wenn mit natürlichen Algenpopulationen gearbeitet wurde.

8.2 Beimpfung

In weiteren Untersuchungen prüfte ich, ob zwischen unbeimpften und beimpften Kulturen Unterschiede erfassbar sind und ob eine Abhängigkeit zwischen der Nettoproduktion des unbeimpften und mit einer Mischkultur beimpften Limmatwassers besteht. Die Differenz des

KMnO_4 -Verbrauchs von beimpften und unbeimpften Kulturen am Probenahmetag entspricht der Biomasse des Impfmateri als und betrug durchschnittlich 0,60 ml ($s = 0,30$; $n = 64$).

Vergleicht man die Nettoproduktionswerte von beimpftem (vgl. Tab. 8) und unbeimpftem Limmatwasser (vgl. Tab. 9) monatlich angesetzter Versuchsreihen vom 15. März bis 13. September 1977, so können in allen Fällen nach dem Beimpfen erhöhte Produktionswerte festgestellt werden. Für jede Probenahmestelle wurde gesondert geprüft, ob die Mittel der Produktionen vom März bis September 1977 mit und ohne Beimpfung signifikant verschieden sind (vgl. Abb. 6).

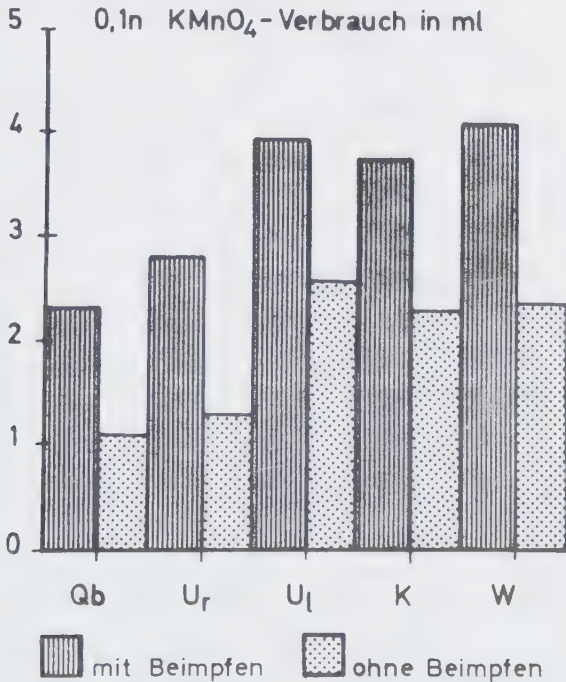


Abb. 6: Einfluss der Beimpfung auf die Nettoproduktion des Limmatwassers von Zürich bis Wettingen, März 1977 bis September 1977.

Säulen = Mittelwerte von 24 Einzelwerten.

Tab. 8: Nettoproduktion des beimpften Limmatwassers von Zürich bis Wettingen, März 1977 bis August 1978 (13 Probenahmen). Tabellenwerte (KMnO_4 -Verbrauch (O,ln) in ml) = Mittelwerte von vier Parallelproben ($\bar{x}$), mit Standardabweichung der Mittelwerte (s).
Qb, U_r , U_l , K und W vgl. Abb. 1.

Stellen	Qb		U _r		U _l		K		W	
	$\bar{x}_1$	s ₁	$\bar{x}_2$	s ₂	$\bar{x}_3$	s ₃	$\bar{x}_4$	s ₄	$\bar{x}_5$	s ₅
Daten										
15. 3.77	3,23	0,21	3,42	0,23	4,58	0,15	4,55	0,21	4,30	0,49
10. 5.77	2,98	0,30	3,45	0,27	4,28	0,42	4,10	0,17	4,68	0,35
14. 6.77	2,95	0,26	3,58	0,10	4,18	0,45	4,10	0,07	4,85	0,29
12. 7.77	2,58	0,71	3,06	0,63	4,30	0,50	3,95	0,37	4,25	1,07
9. 8.77	1,13	0,10	1,83	0,14	3,45	0,11	3,20	0,13	3,28	0,20
13. 9.77	1,05	0,13	1,50	0	2,83	0,22	2,50	0,17	3,15	0,24
18.10.77	1,67	0,12	2,60	0,08	5,45	0,26	4,40	0,07	5,17	0,15
15.11.77	2,16	0,28	3,53	0,13	4,53	0,20	4,30	0,35	5,38	0,10
14.12.77	2,58	0,17	2,90	0,13	4,71	0,03	4,13	0,14	5,40	0,22
17. 1.78	2,38	0,22	3,20	0,15	4,55	0,25	4,33	0,09	5,05	0,21
28. 2.78	2,82	0,03	3,05	0,17	3,95	0,31	4,40	0,19	4,12	0,05
16. 5.78	3,34	0,19	2,95	0,04	4,48	0,17	3,42	0,24	4,62	0,24
15. 8.78	1,98	0,18	2,35	0,31	2,48	0,10	2,10	0,14	2,64	0,27

Tab. 9: Nettoproduktion des unbeimpften Limmatwassers von Zürich bis Wettingen, September 1976 bis September 1977 (10 Probenahmen). Tabellenwerte (KMnO_4 -Verbrauch (O,ln) in ml) = Mittelwerte von vier Parallelproben ($\bar{x}$), mit Standardabweichung der Mittelwerte (s). Q_b , U_r , U_l , K und W vgl. Abb. 1.

Stellen	Q_b		U_r		U_l		K		W	
	$\bar{x}_1$	s_1	$\bar{x}_2$	s_2	$\bar{x}_3$	s_3	$\bar{x}_4$	s_4	$\bar{x}_5$	s_5
14. 9.76	0,55	0,26	1,05	0,31	3,95	1,16	2,45	0,04	3,60	0,07
8.11.76	1,03	0,10	1,68	0,25	4,15	0,41	2,40	0,19	4,63	0,39
29.12.76	2,56	0,21	2,75	0,06	4,68	0,17	4,43	0,27	4,73	0,33
15. 2.77	2,10	0,23	2,58	0,15	4,83	0,92	3,00	0,12	3,68	0,19
15. 3.77	1,55	0,34	1,60	0,09	3,16	0,40	2,93	0,37	2,68	0,41
10. 5.77	1,60	0,04	2,03	0,03	2,91	0,31	3,27	0,28	2,95	0,20
14. 6.77	1,25	0,24	1,50	0,18	2,15	0,07	1,95	0,09	2,60	0,12
12. 7.77	0,65	0,06	0,65	0,06	1,26	0,29	1,40	0,34	2,10	0,08
9. 8.77	0,63	0,10	0,80	0,12	2,55	0,10	1,90	0,07	1,68	0,03
13. 9.77	0,88	0,44	1,05	0,14	3,30	0,66	2,15	0,21	2,10	0,16

Ich erhielt folgende Resultate ($t_{0,01} = 2,69$; $n = 24$):

Qb (ungleiche Varianzen)	:	$t = 5,80 > 2,74 = t_{32}$	; 0,01
U _r (ungleiche Varianzen)	:	$t = 7,20 > 2,71 = t_{37}$	; 0,01
U ₁ (gleiche Varianzen)	:	$t = 6,90 > 2,69 = t_{46}$	; 0,01
K (gleiche Varianzen)	:	$t = 7,35 > 2,69 = t_{46}$	; 0,01
W (ungleiche Varianzen)	:	$t = 10,00 > 2,70 = t_{40}$	; 0,01

Die Nullhypothese, μ_1 (Kulturen unbeimpft) = μ_2 (Kulturen beimpft) konnte in allen Fällen auf dem 1%-Niveau abgelehnt werden, d.h. nach Beimpfen trat immer eine signifikante Erhöhung der Netto-
produktion auf.

Die Zunahme der Nettoproduktion durch Beimpfen lässt sich wie folgt interpretieren:

- Das Kulturwasser enthält Nährstoffe, welche das heterogene, artenreiche Impfmateriel besser ausnützen kann als die darin vorkommenden Arten (z.B. Zürichsee- und Tychoplankter).
- Mit dem Impfmateriel werden zusätzliche Nährstoffe in gelöster und gespeicherter Form (z.B. Algenzellen) eingeschleppt, welche das Algenwachstumspotential beeinflussen.

Ferner darf aus Abbildung 6 entnommen werden, dass ein Zusammenhang zwischen der Nettoproduktion des beimpften und unbeimpften Limmatwassers besteht, da die Unterschiede zwischen beimpften und unbeimpften Kulturen immer etwa gleich gross sind. Ausserdem konnte ich nachweisen, dass der relative Variationskoeffizient (rc_v) von beimpften Proben kleiner als von unbeimpften Proben ist

($rc_v \text{ beimpft} = 1.61\% < 2.14\% = rc_v \text{ unbeimpft}$). Es ist anzunehmen, dass bei unbeimpften Kulturen die Anzahl und Zusammensetzung der Zürichsee- und Tychoplankter von Probe zu Probe stark variieren, durch Beimpfen mit Aufwuchs von Ufersteinen Schwankungen im Algenbestand jedoch geringer sind. Die durch das Beimpfen der Kulturen hervorgerufenen höheren Produktionswerte mit kleinerem relativen Variationskoeffizienten erlauben eine empfindlichere Bestimmung des Algenwachstumspotentials im Limmatwasser. Deshalb schien es mir notwendig, mit beimpften Kulturen zu arbeiten.

8.3 Insektizidbehandlung

In diesem Kapitel soll zuerst über die Wirkungsweise verschiedener Anwendungskonzentrationen von Abate in Mischkulturen berichtet werden (vgl. Kap. 4.2.3).

Die mikroskopischen Analysen der Vorversuche zeigten, dass bei einer Konzentration von 10 ppm und einer Einwirkungszeit von drei bis vier Wochen eine sichere Abtötung der tierischen Organismen (Flagellaten, Ciliaten, Rotatorien und Insektenlarven) in der Mischkultur erreicht wird (vgl. Tab. 10).

Tab. 10: Wirkungsweise verschiedener Anwendungskonzentrationen von Abate mit Einwirkungszeiten von 3 h und 3 Wochen auf tierische Organismen in Mischkulturen.

x= abgetötete Organismen; 1= einzelne Organismen überleben; 2= mehrere Organismen überleben; 3= sehr viele Organismen überleben.

Organismen	Einwirkungszeit 3 h							Einwirkungszeit 3 Wochen						
	Konzentrationen in ppm							Konzentrationen in ppm						
	0	0,1	0,5	1	5	10	100	0	0,1	0,5	1	5	10	100
Flagellaten	3	3	3	3	2	2	2	3	3	3	2	1	x	x
Ciliaten	3	3	3	2	2	2	2	3	3	2	2	1	x	x
Rotatorien	3	2	2	1	1	1	1	3	2	1	1	x	x	x
Insektenlarven	2	2	1	1	x	x	x	2	1	1	x	x	x	x

Verringert man die Konzentrationen oder verkürzt man die Einwirkungszeit, so überleben vor allem Protozoen aus der Klasse der Flagellaten und Ciliaten, sowie einige Rotatorien. Bei höheren Konzentrationen (z.B. 100 ppm) beobachtete ich bei den Grünalgen Chlorophyllschwund.

W. SIMONIS u.a. (1975) beobachteten bei der Einwirkung der Insektizide Carbaryl, Lindan und Dieldrin in Konzentrationen von 0.1 bis

100 ppm eine Reihe von Schädigungen auf das Wachstum und den Stoffwechsel von *Ankistrodemus braunii* und *Anacystis nidulans*. Alle drei Insektizide stören die Synchronisation von *Ankistrodesmuskulturen* und erniedrigen Chlorophyllgehalt, Trockengewicht, Photosynthese und Autosporenbildung. Lindan erniedrigt Pigmentgehalt, Trockengewicht und Zellzahl ab 10 ppm, wenn es im Licht gegeben wird. So beobachtete auch AMER (1965, 1971) eine Hemmung der Zellteilung durch Carbaryl bei höheren Pflanzen. Auf Algen scheint die Wirkung ähnlich zu sein. BRUINSMA (1965) berichtete über Chlorosen bei höheren Pflanzen, hervorgerufen durch Pestizidbehandlung. Diese Erscheinung wurde bei der Einwirkung von allen drei Insektiziden auf die Algen beobachtet (KOPECEK u.a., 1975). Durch die Zugabe einer definierten Menge an Insektizid kann rechnerisch eine bestimmte Konzentration im Biotiter erreicht werden. Tatsächliche Konzentrationen in den einzelnen Zellen und Organellen sind jedoch noch ungenau bekannt, da schon bei Zugabe Teile des Giftes durch Verdunsten oder Adsorption an den Glaswänden der Kulturgefäße verloren gehen (SOEDERGREN, 1971). Auch eine Metabolisierung dürfte eine grosse Rolle spielen (SCHLAGBAUER, 1972). Andererseits könnte durch Akkumulation an bestimmten Stellen in der Zelle eine weitaus höhere und wirksamere Konzentration des Insektizids vorliegen.

Alle diese Erkenntnisse veranlassten mich, beim Arbeiten mit Mischkulturen das Insektizid Abate mit einer geringen Konzentration von 10 ppm, dafür einer Einwirkungszeit von drei Wochen anzuwenden.

Für jede Probenahmestelle wurde geprüft, ob die Mittel der Produktionen vom 8. November 1976 bis 15. Februar 1977 mit und ohne Abate im unbeimpften Limmatwasser signifikant verschieden sind. (siehe Abb. 7).

Folgende t -Werte wurden berechnet ($t_{0,01} = 2,82$; $n = 12$):

Qb (gleiche Varianzen)	$: \bar{t} = 3,84 > 2,82 = t_{22}; 0,01$
U _r (ungleiche Varianzen)	$: \bar{t} = 5,68 > 2,98 = t_{14}; 0,01$
U ₁ (ungleiche Varianzen)	$: \bar{t} = 5,35 > 2,92 = t_{16}; 0,01$
K ₁ (gleiche Varianzen)	$: \bar{t} = 3,50 > 2,82 = t_{22}; 0,01$
W (ungleiche Varianzen)	$: \bar{t} = 0,24 < 2,90 = t_{17}; 0,01$

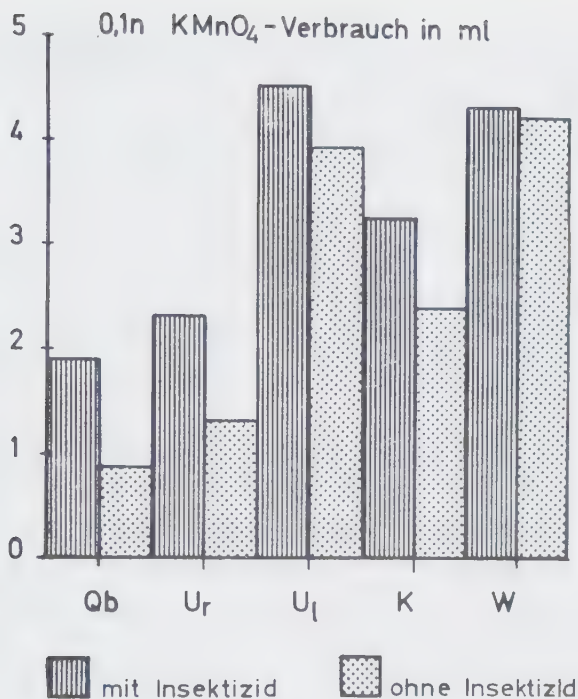


Abb. 7: Einfluss des Insektizids Abate auf die Nettoproduktion des unbeimpften Limmatwassers von Zürich bis Wettingen, November 1976 bis Februar 1977.

Säulen = Mittelwerte von 12 Einzelwerten.

Es zeigte sich, dass durch Zugabe von Abate in der Regel signifikant höhere Nettoproduktionen gemessen wurden. Nur im Limmatwasser der Stelle Wettingen war die Produktionszunahme durch die Insektizidbehandlung auf dem 1%-Niveau nicht gesichert.

Anders verhält es sich mit den beimpften Kulturen (vgl. Tab. 11).

Tab. 11: Einfluss des Insektizids Abate auf die Nettoproduktion des beimpften Limmatwassers von Zürich bis Wettingen, 11.1. - 8.2.1979.

$\bar{x}_1$ = mit Insektizid, $\bar{x}_2$ = ohne Insektizid.

$\bar{x}_1, \bar{x}_2$ = Mittelwerte von 5 Parallelproben mit der Standardabweichung s_1 und s_2 ;

$H_0(\sigma_1^2 = \sigma_2^2)$ = H_0 -Hypothese wird auf dem $100\alpha\%$ -Niveau abgelehnt;

t = Tabellenwert von $t_{0,05}$; $\hat{t}$ = berechneter t-Wert;

$H_0(\mu_1 = \mu_2)$ = H_0 -Hypothese wird abgelehnt (Nein).

Stellen	$\bar{x}_1$	s_1	$\bar{x}_2$	s_2	H_0 ($\sigma_1^2 = \sigma_2^2$)	$t_{0,05}$	$\hat{t}$	H_0 ($\mu_1 = \mu_2$)
Ob	2,16	0,04	2,15	0,11	Nein	2,57	0,19	Ja
U _r	2,78	0,18	2,19	0,14	Ja	2,30	5,77	Nein
U ₁	3,42	0,11	3,40	0,40	Nein	2,57	0,10	Ja
K	3,46	0,29	3,44	0,49	Ja	2,30	0,08	Ja
W	4,95	0,20	4,92	0,12	Ja	2,30	0,29	Ja

Da für den Mittelwertsvergleich der einzelnen Probenahmestellen nur 5 Datenpaare zur Verfügung standen, wählte ich hier den Tabellenwert $t_{0,05}$.

Nur im Limmatwasser von Unterengstringen, rechts, erhielt ich durch Zugabe von Abate eine signifikant höhere Nettoproduktion; an allen anderen Stellen war das Algenwachstumspotential mit und ohne Abate gleichgross. Durch Filtration des Kulturwassers (siehe Kap. 4.3) und des Impfmateri als (vgl. Kap. 4.2.1) scheinen die Konsumenten zum grössten Teil eliminiert zu werden. Ferner war der relative Variationskoeffizient von unbeimpften Kulturen mit Abate kleiner als von solchen ohne Abate; dasselbe gilt für beimpfte Kulturen (r_{Cv} ; unbeimpft, mit Abate = $2,20\% < 3,40\% = r_{Cv}$; unbeimpft, ohne Abate und r_{Cv} ; beimpft, mit Abate = $2,40\% < 3,98\% = r_{Cv}$; beimpft, ohne Abate). Das lässt sich dadurch erklären, dass das Insektizid gewisse Störeffekte, verursacht durch die Konsumenten, eliminierte.

Die durch Insektizidzugabe bei unbeimpften Kulturen hervorgerufenen höheren Produktionswerte mit kleinerem relativen Variationskoeffizienten erlauben eine präzisere Bestimmung des Algenwachstumspotentials im Limmatwasser. Da zudem bei unbeimpften Kulturen kleine relative Variationskoeffizienten beobachtet wurden, arbeitete ich weiterhin mit dem Insektizid Abate.

8.4 Zusammenfassung

In diesem Kapitel untersuchte ich die Abhängigkeit der Nettoproduktion von experimentellen Faktoren, wie Sterilisation und Membranfiltration, Beimpfung und Insektizidbehandlung, in Biotiterkulturen.

Durch Filtration eines nährstoffreichen Kulturwassers gehen weniger Nährstoffe verloren als beim Autoklavieren und thermolabile Substanzen werden nicht zerstört.

Durch Beimpfen der Biotiterkulturen mit Limmatwasser aller Probenahmestellen entstanden signifikant höhere Nettoproduktionen, wenn mit unbeimpften Kulturen verglichen wurde, und der relative Variationskoeffizient war kleiner. Ferner erlaubten die durch Beimpfen der Kulturen erhaltenen höheren Produktionswerte eine methodisch genauere Bestimmung des Algenwachstumspotentials im Limmatwasser.

Nach Zugabe von Abate war der relative Variationskoeffizient bei unbeimpften Parallelkulturen kleiner als bei Kontrollexperimenten ohne Abate, dasselbe gilt für beimpfte Kulturen. Ausserdem konnten in unbeimpften Biotitern nach Insektizidzugabe meist höhere Nettoproduktionen erzielt werden.

Diese Gründe bewogen mich, für meine Bioteste folgende Versuchsansätze zu machen:

Das Limmatwasser filtrierte ich durch einen $0,45\ \mu\text{m}$ Membranfilter und beimpfte dieses mit Uferalgen des Zürichsees. Anschliessend fügte ich noch 10 ppm Abate hinzu.

9. ABHAENGIGKEIT DER NETTOPRODUKTION VON MILIEUFAKTOREN

9.1 Abhängigkeit der Nettoproduktion von der Wasserführung der Limmat

Die Abhängigkeit der Nettoproduktion des Limmatwassers von der Wasserführung am Probenahmetag untersuchte ich mit Hilfe des Spearmanschen Rang-Korrelationskoeffizienten (r_s). Sind Zusammenhänge zwischen nicht normverteilten Reihen zu ermitteln, entstammt also die zweidimensionale Stichprobe (x_i, y_i) einer beliebigen, stetigen Verteilung, dann lässt sich die Abhängigkeit von y und x durch den Spearmanschen Rang-Korrelationskoeffizienten beurteilen (SACHS, 1974).

Im Rangkorrelationstest untersuchte ich, ob ein Zusammenhang zwischen der Wasserführung am Probenahmetag und dem Mittelwert der Nettoproduktion (4 Einzelwerte) des Limmatwassers der Stellen U_1 , K und W (vgl. Kap. 3) besteht. Für den Test standen 13 Mittelwerte aus der Periode März 1977 bis August 1978 zur Verfügung.

Auf dem 2,5% Niveau ermittelte ich eine signifikante Abhängigkeit der Nettoproduktion des Limmatwassers der Stellen U_1 , K und W von der Wasserführung. Alle Korrelationen (r_s -Werte) waren negativ. Dies bedeutet, dass das Algenwachstumspotential des Limmatwassers bei ansteigender Wassermenge abnimmt (Verdünnungseffekt). Es wurden folgende Rangkorrelationen berechnet ($n = 13; \alpha_{0,025} = 0,555$):

Wasserführung (x) - Unterengstringen, links (y)	$r_s = - 0,667$
Wasserführung (x) - Killwangen (y)	$r_s = - 0,580$
Wasserführung (x) - Wettingen (y)	$r_s = - 0,596$
Wasserführung (x) - Mittel aus U_1 , K, W (y)	$r_s = - 0,730$

Abbildung 8 a) zeigt die Abhängigkeit der Nettoproduktion des Limmatwassers der Stellen Unterengstringen, links, Killwangen und Wettingen von der Wasserführung. Niedrige Wasserführung am Probenahmetag ergab in der Regel hohe Produktionswerte im Biotest. Diese Aussage wird vor allem durch die Oktoberwerte bestätigt, wo ich ein Produktionsmaximum bei einem gleichzeitigen Wasserführungsminimum erhielt.

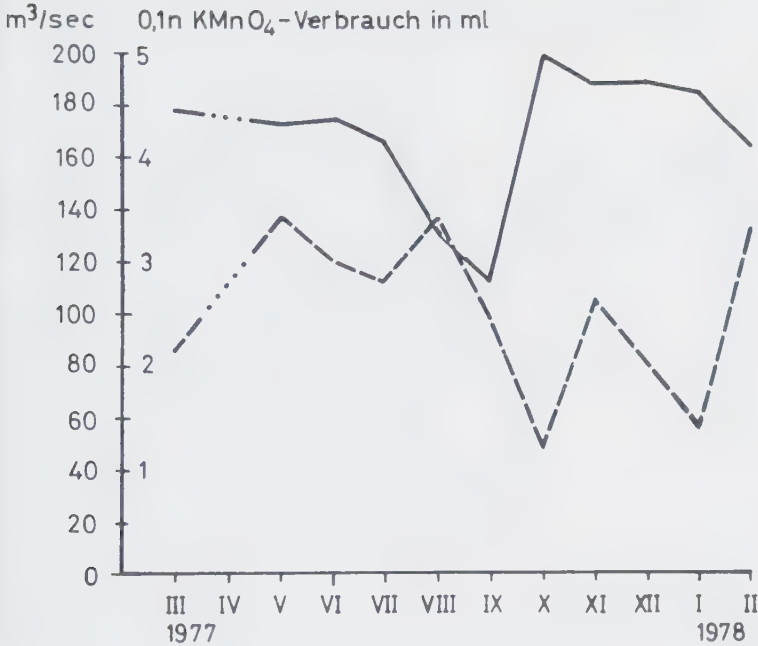


Abb. 8 a): Jahreszeitlicher Verlauf von Nettoproduktion und Wasserführung der Limmat, März 1977 bis Februar 1978.
Nettoproduktion = Mittelwert von 12 Einzelwerten.
— Nettoproduktion des Limmatwassers (U_1 , K, W).
--- Wasserführung am Probenahmetag.

Es wurden keine signifikanten Rangkorrelationen zwischen der Wasserführung und der Nettoproduktion des Limmatwassers der Stellen Quaibrücke und Unterengstringen, rechts, gefunden. Offensichtlich wurde das Algenwachstumspotential des Limmatwassers dieser beiden nicht oder wenig Abwasser beeinflussten Probenahmestellen direkt durch den Nährstoffgehalt des Zürichseewassers bestimmt. Dieser schwankt in Epilimnion jahreszeitlich (vgl. Abb. 8 b)).

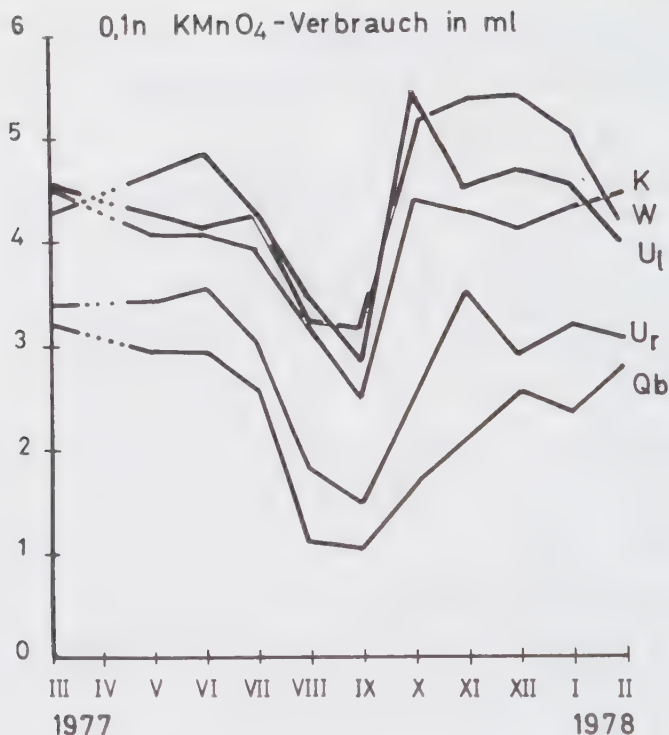


Abb. 8 b): Jahreszeitlicher Verlauf der Nettoproduktion des Limmatwassers von fünf verschiedenen Probenahmestellen (vgl. Abb. 1).

Nettoproduktion = Mittelwert von vier Parallelproben.

Die Produktionskraft des mit Abwasser belasteten Limmatwassers der Stellen Unterengstringen, links, Killwangen und Wettingen hing weitgehend von dessen anorganischen und organischen Nährstoffkonzentrationen ab, welche vor allem durch die Wasserführung beeinflusst wurden. Nimmt man eine gleichbleibende Abwasserbelastung in allen Monaten an, darf in den Frühjahrs- und Sommermonaten mit einer stärkeren Verdünnung und in den Herbst- und Wintermonaten mit einer höheren Konzentration der eingeleiteten Abwässer gerechnet werden, was sich im Algenwachstumspotential des Limmatwassers dieser drei Stellen äussert.

9.2 Beziehung zwischen Nährstoffgehalt im Limmatwasser und Algenwachstumspotential im Biotiter

9.2.1 Korrelation und Regression

Die Korrelations- und Regressionsanalyse untersucht stochastische Zusammenhänge zwischen gleichwertigen Zufallsvariablen anhand einer Stichprobe (SACHS, 1974). Der Korrelationskoeffizient r bestimmt den Grad des Zusammenhangs zwischen den Stichprobenwerten der Zufallsvariablen x und y .

In meinen Untersuchungen ist die Zielgrösse y eine Zufallsvariable; die Werte der Einflussgrösse x sind fest vorgegeben, wobei vorausgesetzt wird, dass beide Variablen zweidimensional normalverteilt sind (CAMPBELL, 1971; SACHS, 1974).

Mich interessierte, ob ein Zusammenhang zwischen den Mittelwerten der Nettoproduktion des Limmatwassers aller Probenahmestellen und einem chemischen Parameter, sowie einzelner chemischer Parameter untereinander, besteht. Für den Test standen 13 Mittelwerte aus der Periode März 1977 bis August 1978 zur Verfügung. Die chemischen Analysen (Phosphat, Nitrat und Ammonium) wurden vom Kantonalen Laboratorium, Abteilung Limnologie übernommen. Die Ergebnisse sind in Tabelle 12 zusammengestellt.

a) Nettoproduktion

Korrelationen zwischen den Parametern Nettoproduktion und Phosphat-P, Nettoproduktion und Nitrat-N, sowie Nettoproduktion und Ammonium-N waren auf dem 0,1%-Niveau signifikant. Die beste Korrelation stellte ich zwischen der Nettoproduktion und der Ammonium-N - Konzentration fest. Alle Korrelationen waren positiv, d.h. dass mit zunehmender Konzentration von Phosphat-, Nitrat- und Ammoniumionen im Limmatwasser auch mit einer steigenden Nettoproduktion gerechnet werden muss.

b) Phosphat

Korrelationen zwischen Phosphat und Nitrat sowie Phosphat und Ammonium waren positiv und auf dem 0,1%-Niveau gesichert. Der Grund

für die positive, hohe Korrelation zwischen Phosphat und Ammonium im Limmatwasser ist dessen Verunreinigung mit häuslichem Abwasser, da darin beide Komponenten in grösseren Konzentrationen vorkommen (vgl. Tab. 13: Partielle Korrelation und Regression).

Tab. 12: Korrelation und Regression: Zusammenhang zwischen den Mittelwerten der Nettoproduktion des Limmatwassers aller Probenahmestellen und einem chemischen Parameter, sowie zwischen chemischen Parametern untereinander, März 1977 bis August 1978 (13 Probenahmen).

r = Korrelationskoeffizient; α = Irrtumswahrscheinlichkeit, bei der die Nullhypothese verworfen wird; $n = 65$.

Intervalle: PO_4^{3-} - P (mg/l) $0 \leq y \leq 0,34$; NO_3^- - N (mg/l) $0,20 \leq y \leq 1,20$; NH_4^+ - N (mg/l) $0 \leq y \leq 1,06$.

Variablen	Regressionsgrade	r	$\alpha = 0,001$
x: Nettoproduktion y: Phosphat - P	$y = 0,046x - 0,075$	0,588	Ja
x: Nettoproduktion y: Nitrat - N	$y = 0,137x + 0,036$	0,646	Ja
x: Nettoproduktion y: Ammonium - N	$y = 0,196x - 0,33$	0,690	Ja
x: Phosphat y: Nitrat - N	$y = 1,370x + 0,39$	0,510	Ja
x: Phosphat - P y: Ammonium - N	$y = 2,540x + 0,132$	0,700	Ja
x: Nitrat - N y: Ammonium - N	$y = 0,256x + 0,221$	0,250	Nein

c) Nitrat

Eine Abhängigkeit zwischen Nitrat und Ammonium konnte nicht gefunden werden. Mit zunehmender Nitrationskonzentration im Limmatwasser nimmt die Ammoniumionenkonzentration ab. Dies gilt vor allem für belastete Gewässer mit langen Fließstrecken, welche durch Oxidationsvorgänge in der Regel geringere Ammoniumgehalte bei höheren Nitratkonzentrationen aufweisen.

9.2.2 Partielle Korrelation und Regression

Im allgemeinen muss man damit rechnen, dass eine Korrelation zwischen zwei Variablen von anderen Variablen mitbestimmt wird (SACHS, 1974). Betrachtet man die Abhängigkeit von mehr als zwei Zufallsvariablen, so muss man voraussetzen, dass die beobachtete Stichprobe einer normalen mehrdimensionalen Grundgesamtheit entstammt. Als Mass des linearen Zusammenhanges zwischen zwei beliebigen Zufallsvariablen kann in diesem Falle ein partieller Korrelationskoeffizient definiert werden. Die partielle Korrelation erklärt die Beziehung zwischen einer abhängigen und einer unabhängigen Variablen unter Elimination weiterer Einflussgrößen (SACHS, 1974). Für meine Berechnungen verwendete ich den einseitigen Test. Der einseitige Test darf jedoch nur durchgeführt werden, wenn vor der Erhebung der n Datenpaare das Vorzeichen des Korrelationskoeffizienten sicher ist.

Bei der Berechnung der partiellen Korrelationskoeffizienten erhielt ich gute Korrelationen, wenn eine Abhängigkeit zwischen der Nettoproduktion im Limmatwasser aller Probenahmestellen und Nitrat sowie zwischen der Nettoproduktion und Ammonium unter Ausschluss von Phosphat untersucht wurde. Hielt ich aber die Einflussgrösse Ammonium konstant und untersuchte ich eine Beziehung zwischen Nettoproduktion und Phosphat, konnte keine Korrelation ermittelt werden (vgl. Tab. 13). Ammonium - N scheint im Limmatwasser eine zentrale Rolle einzunehmen und darf als ein wichtiger Verschmutzungsparameter betrachtet werden. Dies bestätigt die von Thomas (1948, S.39) auf Grund von biologischen Überlegungen geäußerte Auffassung.

Tab. 13: Partielle Korrelation und Regression: Beziehung zwischen einer abhängigen (x) und einer unabhängigen Variablen (y), wobei eine weitere Einflussgrösse (z) konstant gehalten wird.

r = partieller Korrelationskoeffizient; $n = 65$;

α = Irrtumswahrscheinlichkeit im einseitigen Test.

Intervalle vgl. Tab. 12.

Variablen	Einflussgrössen	r	$\alpha = 0,001_{\text{eins.}}$
x: Nettoproduktion y: Phosphat - P	z: Nitrat - N	0,393	Ja
x: Nettoproduktion y: Nitrat - N	z: Phosphat - P	0,497	Ja
x: Nettoproduktion y: Ammonium - N	z: Phosphat - P	0,482	Ja
x: Nettoproduktion y: Phosphat - P	z: Ammonium - N	0,203	Nein

9.2.3 Multiple Korrelation und Regression

Der multiple Korrelationskoeffizient R misst die Abhängigkeit der Zielgrösse x_1 von der Einflussgrösse x_2 und x_3 . Die multiple Korrelation erklärt die Zielgrösse aus mindestens zwei Einflussgrössen (SACHS, 1974).

Mich interessierte, welche Einflussgrössen die Abhängigkeit von den verschiedenen Zielgrössen am deutlichsten aufzeigen. In Tabelle 14 wurden die Resultate zusammengefasst.

Tab. 14: Multiple Korrelation und Regression: Abhängigkeit der Zielgrösse (x_1) von den Einflussgrössen (x_2) und (x_3).
 R = multipler Korrelationskoeffizient; $n = 65$.
 Intervalle vgl. Tab. 12.

Zielgrössen	Einflussgrössen	R	$\alpha = 0,001_{\text{eins.}}$
x_1 : Nettoproduktion	x_2 : Phosphat - P x_3 : Nitrat - N	0,712	Ja
x_1 : Nettoproduktion	x_2 : Phosphat - P x_3 : Ammonium - N	0,705	Ja

Die errechneten multiplen Korrelationskoeffizienten waren positiv und im einseitigen Test auf dem 0,1%-Niveau signifikant. Der Phosphat- und Nitratgehalt einerseits und der Phosphat- und Ammoniumgehalt andererseits scheinen die Nettoproduktion des Limmatwassers aller Probenahmestellen in gleichem Masse zu beeinflussen. Diese Ergebnisse zeigen deutlich, dass das Algenwachstumspotential des Limmatwassers von mehreren Einflussgrössen zugleich bestimmt wird und nicht nur von einem chemischen Parameter abhängt.

9.3 Aufstocken mit verschiedenen Nährstoffen

Durch Aufstockungsversuche sollte die produktionsfördernde Wirkung einzelner Makronährstoffe im Limmatwasser untersucht werden. Fragen, die solche Versuche beantworten können, sind:

1. Welcher Nährstoff ist für das Algenwachstum im Wasser begrenzend?
2. Bei welchen Nährstoffkonzentrationen sind maximale Algenernten zu erwarten?
3. Treten in solchen Wachstumsversuchen hemmende Effekte auf?

Derartige Versuche können aufschlussreich sein und haben auch praktische Bedeutung, da sie direkt Auskunft über die Produktionsverhältnisse in einem Gewässer bei Belastung mit Nährstoffen geben.

Im Biotest arbeitete ich mit zwei verschiedenen Kulturwässern, nämlich mit Limmatwasser von der Quaibrücke und Unterengstringen, links. Die Vorbehandlung meiner Biotiter wurde schon in Kap. 4 beschrieben.

Folgende Zugaben von Nährstoffkonzentrationen fanden Anwendung:

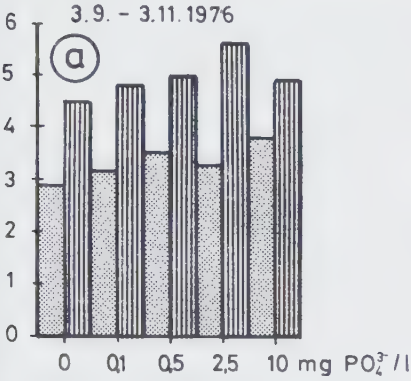
- a) 0; 0.1; 0.2; 0.5; 2.5 und 10 mg PO_4^{3-} /l Na_2HPO_4
- b) 0; 2; 5; 10; 50; 100 und 250 mg NO_3^- /l als NaNO_3
- c) a und b) in verschiedenen Kombinationen
- d) 0; 1; 5 und 10 mg K^+ /l als KCl
- e) 0; 1; 2; 4; 5 und 10% Abwasser

Die Kulturen exponierte ich acht Wochen im Kulturraum am natürlichen Licht und bestimmte bei Versuchsende die Algenernte mit Hilfe der KMnO_4 -Methode.

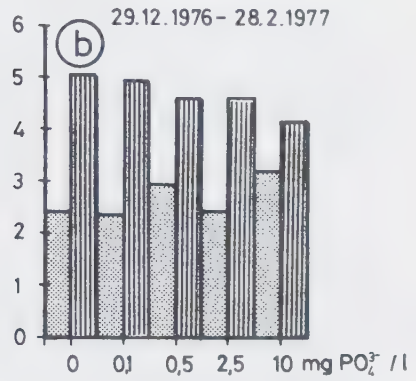
9.3.1 Phosphat

Durch Zugabe abgestufter Phosphatmengen zum Limmatwasser von der Quaibrücke und Unterengstringen, links, konnte während der Versuchsmonate September und Dezember 1976 keine oder nur geringe Produktionssteigerung erzielt werden (siehe Abb. 9 a und b). Diese Resultate weisen darauf hin, dass im Biotest mit Limmatwasser dieser beiden Probenahmestellen in dieser Zeitperiode nicht Phosphat wachstumslimitierender Faktor war. Das Zürichseewasser

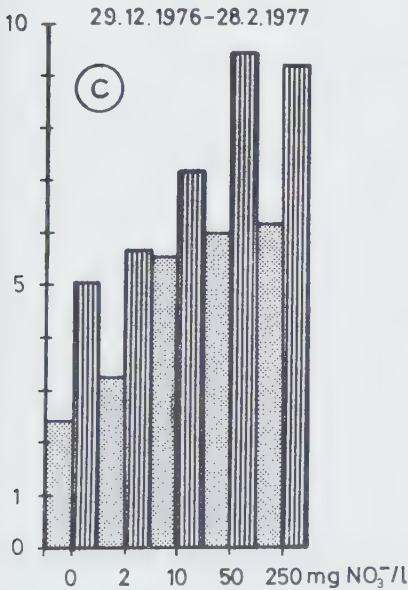
0,1n KMnO_4 - Verbrauch (ml)



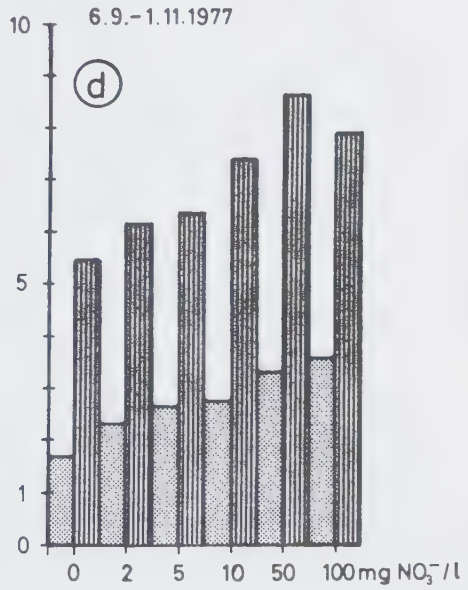
0,1n KMnO_4 - Verbrauch (ml)



0,1n KMnO_4 - Verbrauch (ml)



0,1n KMnO_4 - Verbrauch (ml)



Quaibrücke



Unterengstringen, links

Abb. 9 a bis d: Algengeräte in Limmatwasser nach Zugabe von abgestuften Phosphat- und Nitratmengen. Säulen = Mittelwerte von vier Parallelproben.

enthielt während der Herbst- und Wintermonate durchschnittlich $50 \mu\text{g PO}_4^{3-}$ - P/l im Epilimnion (vgl. Chemische Untersuchung der Limmat, Kantonales Laboratorium, Zürich), sodass eine weitere Zugabe von Phosphat einen geringen Einfluss auf die Nettoproduktion ausübte.

Monatliche Versuche müssten zeigen, inwieweit Phosphat während des Sommers wachstumsbegrenzend ist. Es wäre zu erwarten, dass im Limmatwasser bei der Quaibrücke in den Sommermonaten Phosphat limitierender Nährstoff ist, hingegen nicht mehr im Limmatwasser von Unterengstringen, links.

Nach FORSBERG und CLAEßON (1978) kann der limitierende Nährstoff von Seewasser durch das Verhältnis N : P (molar) ermittelt werden:

Faktor	< 5:	N ist limitierender Nährstoff
Faktor	5 - 12:	N und/oder P ist limitierender Nährstoff
Faktor	> 12:	P ist limitierender Nährstoff

Durch Berechnen einiger N : P - Verhältnisse (anorganisch) (vgl. Chemische Untersuchung der Limmat, Kantonales Laboratorium, Zürich) konnte ich feststellen, dass im Limmatwasser der Quaibrücke während des Sommerhalbjahres immer P limitierender Nährstoff war (Faktor > 12). Hingegen bestimmte ich während der ganzen Versuchszeit im Limmatwasser von Unterengstringen, links, öfters einen Faktor unter 12, d.h. hier kann N und/oder P limitierender Nährstoff werden. Diese Resultate konnte ich allerdings in meinen Biotitern nicht bestätigen, da keine Phosphat- und Nitratbestimmungen durchgeführt wurden.

9.3.2 Nitrat

Durch Zugabe abgestufter Mengen Nitrat zum Limmatwasser beider Probenahmestellen konnte eine deutliche Produktionssteigerung erzielt werden (siehe Abb. 9 c und d). Diese stimulierende Wirkung des Nitrats auf die Algengernte weist auf die wachstumslimitierende Rolle dieses Nährstoffes hin. Zugaben von kleineren Nitratmengen ($2 + 10 \text{ mg NO}_3^-/\text{l}$) bewirkten eine deutliche Erhöhung des Algenwachstumspotentials, wobei grössere Mengen (50, 100 oder 250 $\text{mg NO}_3^-/\text{l}$) im Limmatwasser beider Stellen keine zusätzliche Steigerung in der Nettoproduktion ergaben.

Verglichen mit P liegt N in den Oberflächengewässern in relativ hohen Gehalten vor. Nur bei sehr hohen P - Zufuhren, bzw. bei Unterschreiten des N : P - Verhältnisses von 7 : 1 (gewichtsmässig) kann N zum wachstumslimitierenden Nährstoff werden. Diese Erscheinung ist relativ selten (AMBUEHL, 1977), traf jedoch für unseren Fall zu.

9.3.3 Phosphat und Nitrat in Kombination

In Kulturversuchen mit Wasser von 46 Seen zeigte THOMAS (1953), dass ein üppiges Algenwachstum eintritt, wenn man dem Wasser reichlich Nitrate und Phosphate zufügt; es lag kein Grund vor zur Annahme, dass irgendwelche anderen Stoffe als Minimumstoffe in Betracht kamen. Diese Befunde wurden von BOSSARD und AMBUEHL (1974) bestätigt. Kombinierte Zugaben von abgestuften Mengen Phosphat und Nitrat ergaben im Limmatwasser beider Probenahmestellen in der Regel hohe Produktionswerte (siehe Abbildung 10). Danach ist unwahrscheinlich, dass unter natürlichen Verhältnissen andere produktionsbegrenzende Stoffe wirksam sind. N und P waren im Versuch die einzigen wachstumslimitierenden Faktoren, und alle anderen Nährstoffe standen für das Wachstum in genügender Menge zur Verfügung.

9.3.4 Kalium

Nach Zugabe von abgestuften Mengen Kalium zum Limmatwasser der Stellen Quaibrücke und Unterengstringen, links, konnte gegenüber dem Limmatwasser ohne jeden Zusatz keine Produktionssteigerung erzielt werden. Kalium scheint im Limmatwasser beider Probenahmestellen für die Produktion von Algenmaterial in genügender Menge zur Verfügung zu stehen; dies umso mehr, als dieser Nährstoff nur in geringen Mengen für das Wachstum der Algen benötigt wird. Hingegen sind bei zu geringer Kaliumversorgung das Wachstum und die Photosynthese gehemmt (ROUND, 1968).

9.3.5 Abwasser

Die Wirkung der bedeutendsten allochthonen Stoffquellen, nämlich der Abwässer, ist wenig bekannt (BOSSARD und AMBUEHL, 1974). Nach

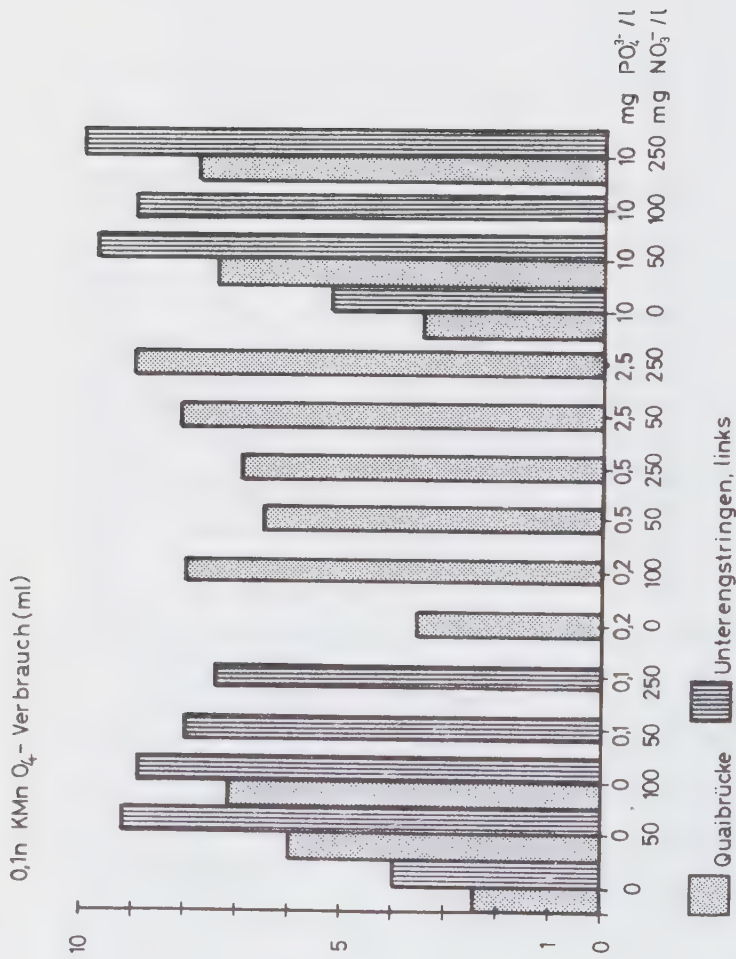


Abb 10: Algenernte in Limmatwasser nach kombinierter Zugabe von abgestuften Phosphat- und Nitratmengen, vom 27.6. - 22.8.1977 und 1.3.-26.4.1978.
Säulen = Mittelwerte von vier Parallelproben.

KAELLQVIST (1975) bewirken mechanisch-biologisch gereinigte Abwässer immer eine starke Zunahme des Algenwachstumspotentials; hingegen ist die Wachstumsförderung durch chemisch behandelte Abwässer (3. Stufe) geringer. Nach BOSSARD und AMBUEHL liegt bei Düngung mit Abwasser der grösste wachstumssteigernde Effekt bei P und N. Dreistufig gereinigtes (P-eliminiertes) Abwasser wirkte so wenig trophierend wie eine gleich konzentrierte reine Nährlösung. Eine Wachstumsstimulation durch andere Abwasserstoffe lag offensichtlich nicht vor.

Abbildung 11 a und b zeigen die Algenmenge im Limmatwasser nach Zugabe abgestufter Mengen von Werdhölzliabwasser (Nachklärbecken, P chemisch gefällt). Beide Versuche zeigen, dass schon kleine

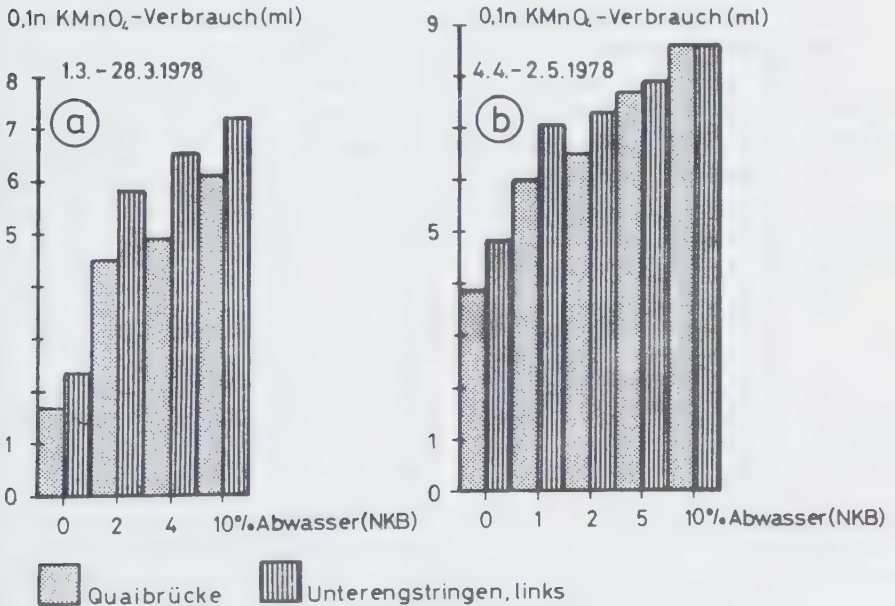


Abb. 11 a und b: Algenernte in Limmatwasser nach Zugabe von abgestuften Abwassermengen.
Säulen = Mittelwerte von vier Parallelproben.
NKB = Nachklärbecken.

Abwassermengen genügen (1 bis 2%), das Algenwachstumspotential im Limmatwasser deutlich zu erhöhen. Die Zugabe von grösseren Mengen Abwasser (4, 5 und 10%) bewirkten im Limmatwasser beider Stellen nur noch eine geringe, zusätzliche Produktionssteigerung. Die Unterschiede der Algenernte im Limmatwasser von der Quaibrücke und von Unterengstringen, links, werden mit zunehmenden Abwasserzusätzen im Verhältnis zur Gesamtproduktion kleiner oder ganz aufgehoben (vgl. Abb. 11 a und b). Auf Grund der Experimente kann folgende Aussage gemacht werden: Wenn dem Limmatwasser der Quaibrücke 0,5% Abwasser (NKB) zugegeben wird, ist eine Nettoproduktion in der Grösse von Unterengstringen, links, zu erwarten. In Wirklichkeit errechnete ich jedoch eine durchschnittliche Abwasserbelastung von 2,5% an dieser Stelle. Offensichtlich wird das Abwasser der Kläranlage Werdhölzli vom Einfluss in die Limmat bis nach Unterengstringen, links, durch das Einsetzen oxydativer Abbauvorgänge chemisch verändert, was sich direkt auf die Nettoproduktion bei dieser Stelle auswirkt. Weitere kausalanalytische Interpretationen können und dürfen hier nicht gemacht werden, da die chemische Beschaffenheit des Abwassers nicht untersucht wurde. Zudem ist es sehr schwierig, solche Bestimmungen durchzuführen, da das Abwasser in chemischer Hinsicht eine komplizierte Zusammensetzung hat, die einem dauernden Wechsel unterworfen ist.

9.4 Verlauf der Algenernte sowie des Phosphats und Nitrats in Limmatwasser

In Biotiterversuchen mit Limmatwasser von der Quaibrücke und Unterengstringen, links, untersuchte ich vom 4.12. bis 29.12. 1978 den Verlauf der Algenernte sowie des Phosphats und Nitrats nach Zugabe von $0,65 \text{ mg PO}_4^{3-}$ - P/l und $5,65 \text{ mg NO}_3^-$ - N/l. In dieser Zeitperiode führte ich je 10 Phosphat-, Nitrat- und KMnO_4 -Bestimmungen durch.

In der Versuchsreihe mit Phosphatzugabe zeigte sich, dass im Limmatwasser von Unterengstringen, links, Phosphat bereits nach 11 Tagen fast vollständig aufgezehrt wurde, hingegen im Limmatwasser bei der Quaibrücke noch nach 25 Tagen für das Wachstum der Algen zur Verfügung stand. Obwohl im Limmatwasser von Unterengstringen, links, nach kurzer Zeit eine Phosphatverknappung eintrat, stieg das Algenwachstumspotential weiter an. Dies lässt auf eine Phosphatspeicherung in den Algenzellen schliessen, welche als Wachstumsreserve über längere Zeit wirkte. Eine Abhängigkeit zwischen Phosphataufnahme und Produktionszuwachs konnte gefunden werden: Je rascher das exponentielle Wachstum erfolgte, desto schneller fand die Aufnahme statt (vgl. Abb. 12 a und Abb. 4). Die grossen Produktionsunterschiede zwischen der Quaibrücke und Unterengstringen, links, bei Versuchsende lassen sich durch die unterschiedlichen Nitratkonzentrationen im Ausgangswasser erklären.

Im Parallelversuch mit Nitratzugabe zum Limmatwasser beider Probenahmestellen (vgl. Abb. 12 b) konnte eine Abhängigkeit zwischen Nitrataufnahme und Algenernte aufgezeigt werden. Die stetige Zunahme der Nettoproduktion in beiden Kulturwässern bewirkte eine gleichmässig langsame Nitrataufnahme, wobei bei Versuchsende noch relativ hohe Nitratmengen gemessen wurden. Die Unterschiede in der Algenernte beider Kulturwässer wurden durch den Phosphatgehalt im Rohwasser bestimmt.

Der Verlauf des Phosphat - P im Limmatwasser beider Probenahmestellen weist eindeutig auf die unterschiedliche Wasserqualität dieser beiden Kulturwässer hin. Werden dem Limmatwasser beider Probenahmestellen gleiche Mengen Phosphat zugeführt, kann im Limmatwasser von Unterengstringen, links, eine grössere Wachstumsrate,

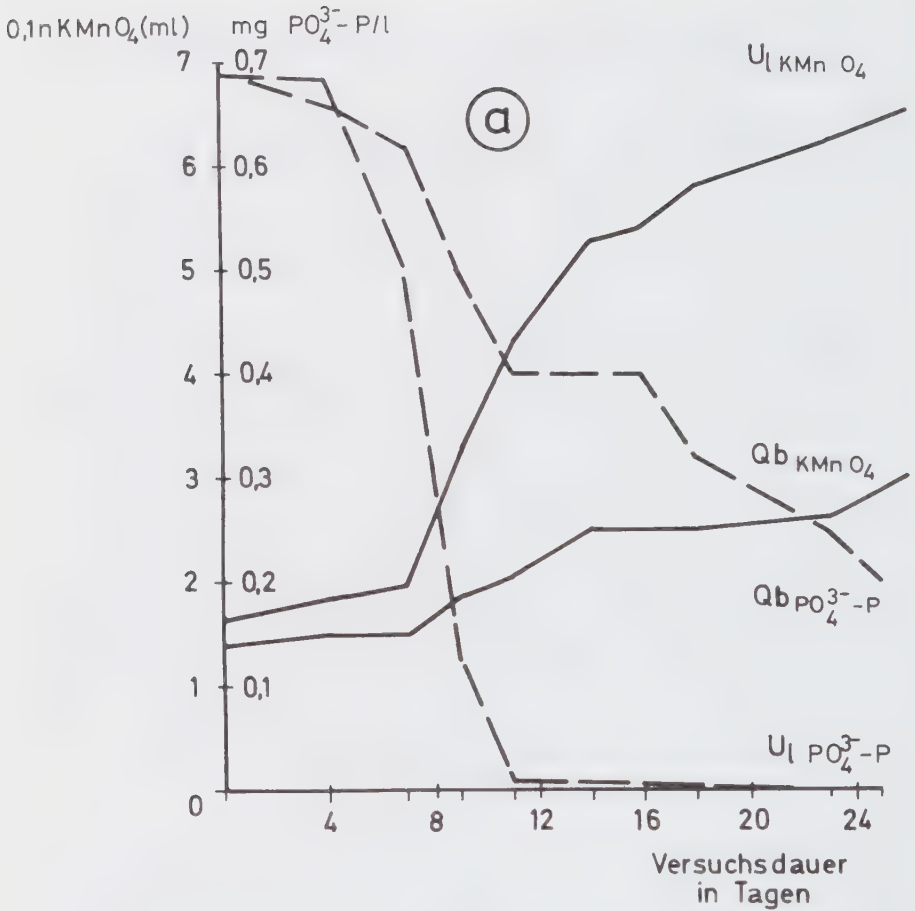
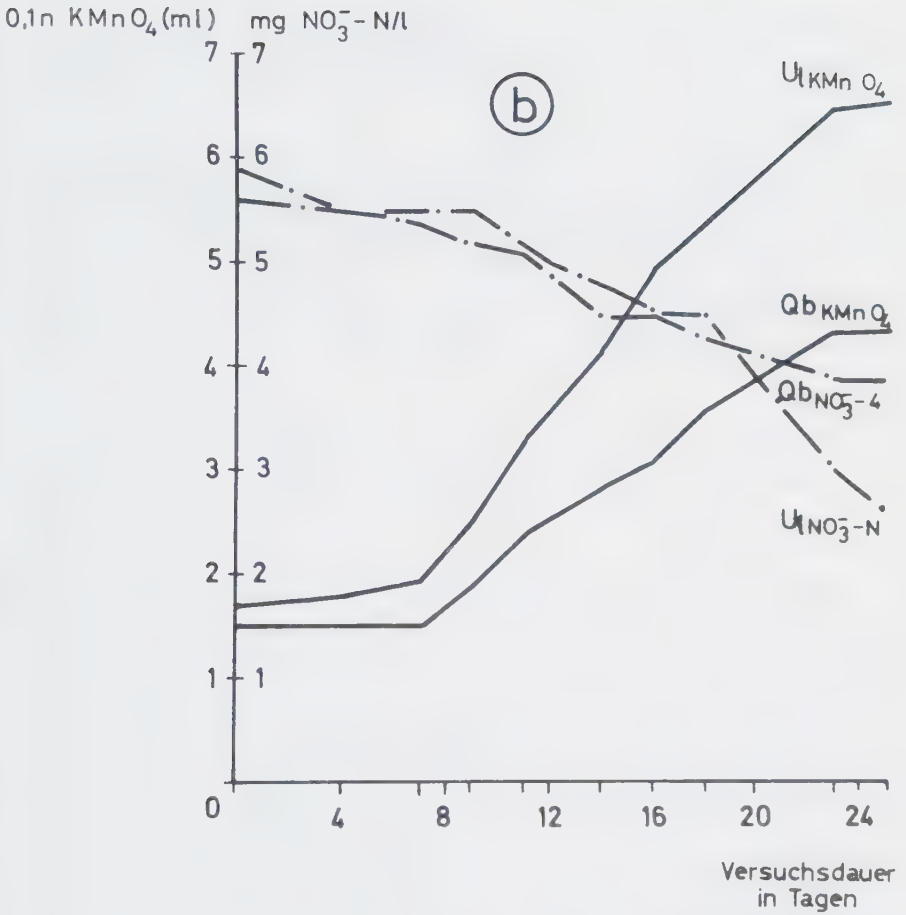


Abb. 12 a und b: Verlauf der Algenernte sowie des Phosphat - P und Nitrat - N in Limmatwasser der Probenahmestellen Quaibrücke (Qb) und Unterengstringen, links (U₁), in der Periode vom 4.12.-29.12.1978.

12 a: Zugabe von 0,65 mg PO₄³⁻ - P/l.

Nitratkonzentration im Limmatwasser (Qb): 390 µg NO₃⁻-N/l.

Nitratkonzentration im Limmatwasser (U₁): 690 µg NO₃⁻-N/l.



12 b: Zugabe von 5,65 mg NO_3^- -N/l.

Phosphatkonzentration im Limmatwasser (Qb): 20 $\mu\text{g PO}_4^{3-}$ - P/l.

Phosphatkonzentration im Limmatwasser (U $_1$): 40 $\mu\text{g PO}_4^{3-}$ - P/l.

verbunden mit einer schnelleren Phosphataufnahme, beobachtet werden. Nach Zugabe von gleichen Mengen Nitrat ist die Wachstumsrate in diesem Kulturwasser ebenfalls grösser, jedoch wesentlich geringer als nach Phosphatzusatz.

Die hohen Unterschiede der Nettoproduktion bei Versuchsende sind im Wesentlichen auf die verschiedenen Phosphat- und Nitratkonzentrationen im Limmatwasser von der Quaibrücke und von Unterengstringen, links, zurückzuführen.

9.5 Charakterisierung der Verschmutzung des Limmatwassers

9.5.1 Veränderung des Algenwachstumspotentials von Zürich bis Wettingen

In Abbildung 13 wurden die Gesamtmittelwerte der Nettoproduktion des Limmatwassers von fünf verschiedenen Probenahmestellen aus der Untersuchungsperiode vom März 1977 bis Mai 1978 dargestellt: Quaibrücke, Unterengstringen, rechts und links, Killwangen und Wettingen. Im Vergleich der Mittelwerte der Nettoproduktion dieser fünf Probenahmestellen wurden folgende $\hat{t}$ -Werte berechnet ($t_{0,05} = 1,98$; $n = 50$):

Quaibrücke - Unterengstringen, rechts:	$\hat{t} = 3,68$
Unterengstringen, rechts - Unterengstringen, links:	$\hat{t} = 10,38$
Unterengstringen, links - Killwangen:	$\hat{t} = 2,64$
Killwangen - Wettingen:	$\hat{t} = 4,30$
Unterengstringen, links - Wettingen:	$\hat{t} = 1,79$

Die Mittelwerte von zwei aufeinanderfolgenden Probenahmestellen sind signifikant verschieden. Das Algenwachstumspotential im Limmatwasser der Stellen Quaibrücke und Unterengstringen, rechts, ist wesentlich kleiner als im Limmatwasser von Unterengstringen, links, und den weiter unten liegenden Probenahmestellen (vgl. Abb. 13). Die signifikante Zunahme nach dem Einlauf kann direkt auf das Abwasser der ARA Werdhölzli zurückgeführt werden, wie schon früher dargelegt worden ist (siehe Kap. 9.1).

Der Unterschied in der Nettoproduktion des Limmatwassers zwischen den Probenahmestellen Unterengstringen, rechts und links (vgl. Abb. 13), ist durch die unvollständige Durchmischung des Abwassers mit dem Limmatwasser bedingt. Deshalb ist das Algenwachstumspotential des Limmatwassers bei Unterengstringen, rechts, nur wenig höher als bei der Quaibrücke.

Die Nettoproduktion des Limmatwassers der Stellen Unterengstringen, links, Killwangen und Wettingen weist im Mittel kleine Unterschiede auf. Zwischen Unterengstringen, links, und Wettingen errechnete ich den kleinsten $\hat{t}$ - Wert (kleine Signifikanz auf dem 5% - Niveau).

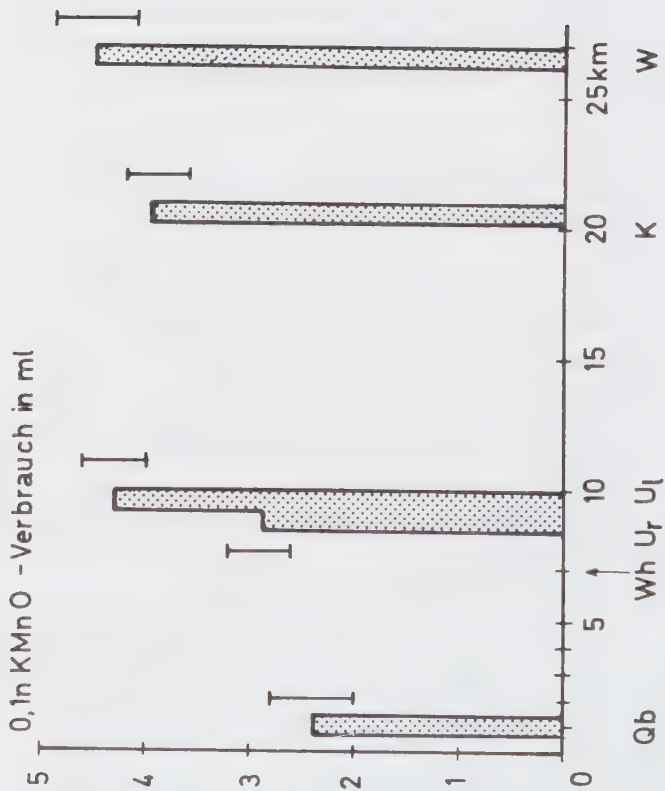


Abb. 13: Algenwachstumspotential des Limmatwassers von Zürich bis Wetztingen, März 1977 bis Mai 1978 (12 Probenahmen; vgl. Abb. 1). Säulen = Mittelwerte von 50 Einzelwerten, daneben eingezeichnet: Standardabweichung des Mittelwertes.

9.5.2 Korrelation und Regression der Nettoproduktion des Limmatwassers von verschiedenen Probenahmestellen

Mit Hilfe von Korrelations- und Regressionsanalysen prüfte ich, ob ein Zusammenhang besteht zwischen der Nettoproduktion des Limmatwassers von der Quaibrücke und von Unterengstringen, rechts. Es konnte eine direkte Beziehung zwischen diesen beiden Probenahmestellen gefunden werden (siehe Tab. 15 und Abb. 14 a).

Tab. 15: Korrelationsanalyse: Zusammenhang zwischen den Mittelwerten normalverteilter Stichproben der Nettoproduktion des Limmatwassers verschiedener Probenahmestellen, März 1977 bis August 1978.

α = Irrtumswahrscheinlichkeit, bei der die Nullhypothese verworfen wird; $n = 13$.

Korrelationstest mit zwei Zufallsvariablen	Korrel.- koeffizient	Korrelation $\alpha = 0,001$
Quaibrücke (x) - Unterengstringen, rechts (y)	$r = 0.83$	Ja
Quaibrücke (x) - Unterengstringen, links (y)	$r = 0.45$	Nein
Unterengstringen, r. (x) - Unterengstringen, l. (y)	$r = 0.61$	Nein
Unterengstringen, links (x) - Killwangen (y)	$r = 0.87$	Ja
Unterengstringen, links (x) - Wettingen (y)	$r = 0.90$	Ja
Killwangen (x) - Wettingen (y)	$r = 0.83$	Ja

Wie schon früher dargelegt wurde, übt das Zürichseewasser (Nährstoffgehalt im Epilimnion) einen signifikanten Einfluss auf das Algenwachstumspotential des Limmatwassers der Stellen Quaibrücke und Unterengstringen, rechts, aus (vgl. Kap. 9.1).

Andererseits prüfte ich, ob ein Zusammenhang zwischen der Nettoproduktion von Unterengstringen, links, Killwangen und Wettingen besteht. Auch hier ermittelte ich gute Korrelationen (Signifikanzschwelle: $\alpha = 0,001$) zwischen der Nettoproduktion dieser drei Probenahmestellen (siehe Abb. 14 b bis d). Es kann deshalb eine

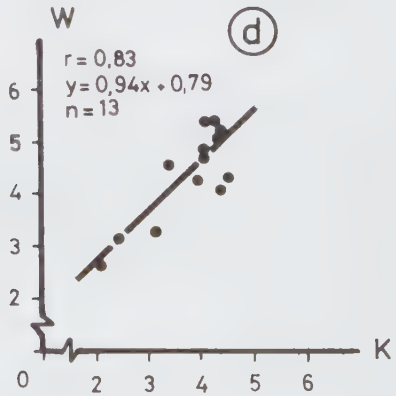
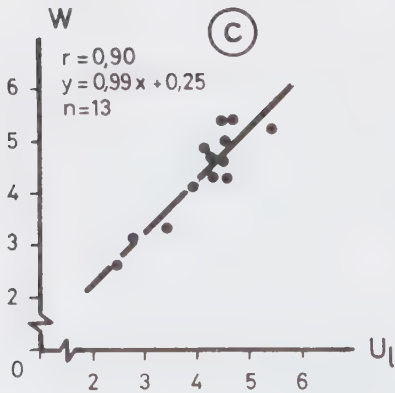
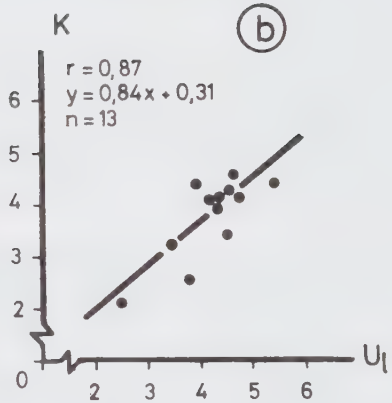
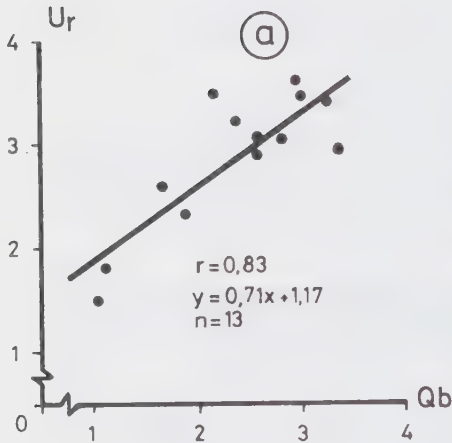


Abb. 14 a bis d: Korrelation und Regression der Nettoproduktion des Limmatwassers von verschiedenen Probenahmestellen, März 1977 bis August 1978 (13 Probenahmen; vgl Abb. 1).
 Einzelwerte = Mittelwerte aus vier Parallelproben.

direkte Abhängigkeit zwischen dem Algenwachstumspotential dieser drei Stellen und den Werdhölzliabwässern vermutet werden.

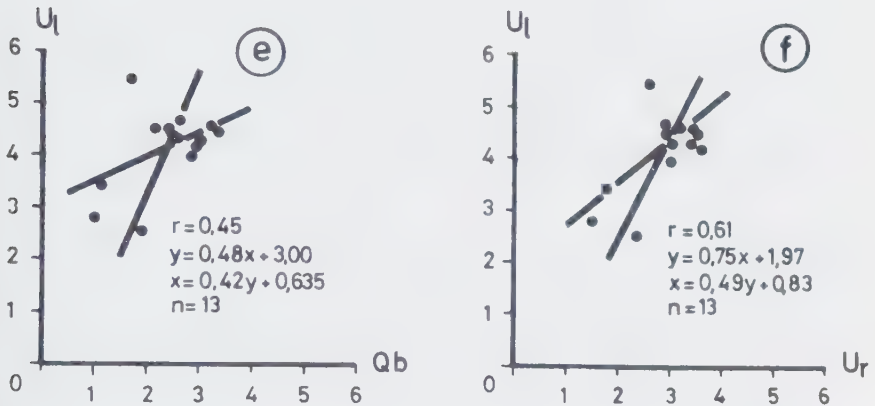


Abb. 14 e und f: Korrelation und Regression der Nettoproduktion des Limmatwassers von verschiedenen Probenahmestellen, März 1977 bis August 1978 (13 Probenahmen; vgl. Abb. 1).
Einzelwerte = Mittelwerte aus vier Parallelproben.

Abbildungen 14 e und f zeigen, dass auf dem Signifikanzniveau 0,1% kein Zusammenhang zwischen der Nettoproduktion des Limmatwassers der Quaibrücke und Unterengstringen, links, sowie zwischen Unterengstringen, rechts und links (Signifikanzniveau: $\alpha = 0.001$, vgl. Tab. 15), besteht. Dies war auf Grund der Ergebnisse von Kapitel 9.5.1 auch zu erwarten. Der unterschiedliche Korrelationskoeffizient kann dadurch erklärt werden, dass das Abwasser der Kläranlage Werdhölzli zeitweise das Limmatwasser von Unterengstringen, links und rechts, beeinflusst. Diese Aussage wurde durch die vom Tiefbauamt der Stadt Zürich 1978 durchgeführten Färbversuche in der Limmat bestätigt.

10. ZUSAMMENFASSUNG

Die Verschmutzung des Limmatwassers untersuchte ich mit Hilfe von monatlich durchgeführten Biotiterversuchen während der Jahre 1976 bis 1978. Damit sollte ein Beitrag zur Kenntnis des gegenwärtigen Einflusses der mechanisch-biologisch und z.T. chemisch gereinigten Abwässer der Kläranlage Werdhölzli auf das Algenwachstumspotential des Limmatwassers geleistet werden. Die Erarbeitung rein methodischer und anderer limnologischer Fragen zeigte folgende Ergebnisse:

- Durch Membranfiltration des Limmatwassers scheinen weniger Nährstoffe verloren zu gehen als durch Sterilisation.
- Das Beimpfen der Biotiterkulturen mit einer Mischkultur ergab für Limmatwasser der verschiedenen Probenahmestellen signifikant höhere Nettoproduktionen, und der relative Variationskoeffizient war kleiner als in unbeimpften Kulturen. Auf Grund methodischer Untersuchungen ist es möglich, Mischkulturen zur Bestimmung der Nettoproduktion im Limmatwasser zu verwenden.
- Die Insektizidzugabe bei Biotesten bewirkte in der Regel ein grösseres Algenwachstum im Limmatwasser, und der relative Variationskoeffizient war kleiner als in Biotesten ohne Insektizid. Dadurch konnten gewisse Störeffekte, verursacht durch die Konsumenten, eliminiert werden.
- Die Bestimmung der Biomasse mit der KMnO_4 -Methode wies im Vergleich zu anderen Methoden (Proteinbestimmung, Chlorophyll a und aschenfreies Trockengewicht) die kleinste Standardabweichung auf. Aschenfreies Trockengewicht und KMnO_4 -Methode erlaubten, auch kleine Unterschiede im Algenwachstumspotential zu erfassen, und die relativen Variationskoeffizienten waren im allgemeinen niedrig.
- In meinen Algentitern stellte ich ein unterschiedliches Artenspektrum fest, das eine deutliche Abhängigkeit von der Wasserqualität zeigte. Oberhalb des Einlaufkanals der Kläranlage Werdhölzli entwickelten sich vorwiegend Kieselalgen, unterhalb hauptsächlich Grün- und Blaualgen.

- Eine Abhängigkeit zwischen der Wasserführung und der Nettoproduktion im Limmatwasser von Unterengstringen, links, Killwangen und Wettingen konnte mit Hilfe des Spearmanschen Rangkorrelationskoeffizienten gefunden werden. Niedrige Wasserführung am Probenahmetag ergab in der Regel hohe Produktionswerte im Biotest. Während den Frühjahrs- und Sommermonaten darf mit einer stärkeren Verdünnung der eingeleiteten Abwässer und deshalb im Biotest mit geringer Produktion gerechnet werden.
- Korrelationsanalysen ergaben, dass Phosphat, Nitrat und Ammonium die Nettoproduktion des Limmatwassers aller Probenahmestellen beeinflussen. Besonders ist Ammonium - N als ein wichtiger Verschmutzungsparameter zu betrachten. Wird eine wesentliche qualitative Verbesserung des Limmatwassers angestrebt, sollten die eingeleiteten Abwässer der Stadt Zürich möglichst niedrige Phosphat-, Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen aufweisen.
- Mit der Einleitung von Abwässern wird das N : P - Verhältnis der anorganischen Verbindungen von 12 : 1 zeitweise unterschritten, d.h. N und/oder P kann im Limmatwasser von Unterengstringen, links, limitierend wirken. Durch Zugabe abgestufter Nitratmengen zum Limmatwasser der Stellen Quaibrücke und Unterengstringen, links, konnte eine deutliche Produktionszunahme festgestellt werden.

Kombinierte Zusätze von N und P ergaben in der Regel hohe Produktionswerte. Es ist unwahrscheinlich, dass unter natürlichen Verhältnissen andere produktionsbegrenzende Faktoren wirksam sind.

Kalium scheint die Produktion im Limmatwasser nicht zu beeinflussen.

1 - 2% Abwasser aus dem Nachklärbecken der Kläranlage Werdhölzli genügt, um die Nettoproduktion im Limmatwasser deutlich zu erhöhen. Wenn dem Limmatwasser der Quaibrücke im Biotest 0,5% Abwasser zugegeben wird, ist eine Nettoproduktion in der Grösse von Unterengstringen, links, zu erwarten. In Wirklichkeit ist die Abwasserbelastung im Vorfluter etwa fünfmal grösser.

- Im Limmatwasser von Unterengstringen, links, erfolgte ein schnelleres exponentielles Wachstum, als im Limmatwasser von der Quaibrücke. Werden beiden Kulturwässern im Biotest gleiche Mengen

Phosphat zugeführt, kann im Limmatwasser von Unterengstringen, links, eine schnellere Phosphataufnahme beobachtet werden.

- Das Algenwachstumspotential im Limmatwasser der Stellen Quaibrücke und Unterengstringen, rechts, ist wesentlich kleiner als im Limmatwasser von Unterengstringen, links, Killwangen und Wettingen. Der Unterschied in der Nettoproduktion des Limmatwassers zwischen den Probenahmestellen Unterengstringen, rechts und links, ist durch die unvollständige Durchmischung des Abwassers mit dem Limmatwasser bedingt. Der Nährstoffgehalt im Epilimnion des Zürichseewassers beeinflusst die Nettoproduktion des Limmatwassers der Stellen Quaibrücke und Unterengstringen, rechts. Hingegen darf eine direkte Abhängigkeit zwischen der Nettoproduktion von Unterengstringen, links, Killwangen und Wettingen und dem Abwasser der Kläranlage Werdhölzli vermutet werden.

Es ist zu hoffen, dass durch den Ausbau der Kläranlage Werdhölzli eine deutliche Verbesserung des Zustandes der Limmat erreicht und die Nettoproduktion im Limmatwasser wesentlich kleiner wird.

11. LITERATURVERZEICHNIS

- AMBUEHL, H., 1977: Hydrobiologie I und II. Vorlesung ETH Zürich.
- AMER, S., 1965: Cytological effects of pesticides. 1. Mitotic effects of N-methyl-1-naphthyl-carbamate (Sevin). *Cytologia* 30, 175-181.
- AMER, S., 1971: Cytological and morphological effects of the insecticide N-methyl-1-naphthyl-carbamate (Sevin.) *Flora* 160, 433-439.
- ARNDT, R., MERSIOWSKI, E. und KALBE, L., 1975: Chlorophyll, in Breitig, G. und Von Trümpling, W. (Herausg.) Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung. Band 2. G. Fischer, Jena. 398 S.
- BATSCHLET, E., 1971: Introduction to mathematics for life scientists. Berlin, Heidelberg, New York. 495 S.
- BETSCHART, B., 1975: Eutrophierung des Limmatwassers durch eingeleitete Abwässer zwischen Zürich und Wettingen. Diplomarbeit Universität Zürich (unpubl.). 50 S.
- BOSSARD, P. und AMBUEHL, H., 1974: Der Einfluss von gereinigtem Abwasser auf das Phytoplankton in Seen. Schweiz. Z. Hydrol. 36, 187-200.
- BOURELLY, P., 1966: Les algues d'eau douce. Tome I. Paris. 511 S.
- BRINGMANN, G. und KUEHN, R., 1956: Der Algentiter als Massstab der Eutrophierung von Wasser und Schlamm. Ges.-Ing. 77, 23/24: 374-381.
- BRINGMANN, G. und KUEHN, R., 1958: Veränderung der Eutrophierung und Bioproduktion gemessen am Biomassentiter von Testalgen. Ges.-Ing. 79, 2: 50-54.
- BRINGMANN, G. und KUEHN, R., 1960: Kartierung der Wassergüte nach dem Biomassentiter-Verfahren. Ges. Ing. 81, 49-52.
- BRINGMANN, G. und KUEHN, R., 1963: Biologische Bestimmung des Begrenzungsfaktors der Trophierung. Ges.-Ing. 84, 12: 364-365.
- BRINGMANN, G. und KUEHN, R., 1966: Der Biomassentiter von Escheria Scenedesmus und Nostoc als Ausdruck der biologisch wirksamen Beschaffenheit des Wassers. Ges. Ing. 87, 8: 222-230.

- BRINGMANN, G. und KUEHN, R., 1971: Bestimmung der Begrenzungsfaktoren der Trophierung für die Kieselalge *Asterionella formosa* in Westberliner Gewässer. Ges. Ing. 92, 6: 176-183.
- BRINGMANN, G. und KUEHN, R., 1978: Testing of substances for their toxicity threshold: Model organisms *Microcystis* (*Diplocystis*) *aeruginosa* and *Scenedesmus quadricauda*. Mitt. Int. Ver. Limnol. 21, 275-284.
- BRUINSMA, J., 1965: Effects of pesticidal treatments on the chlorophyll content of plant parts. Residue Rev. 10, 1-39.
- CAMPBELL, R.C., 1971: Statistische Methoden in Biologie und Medizin. Stuttgart. 269 S.
- CHRISTEN, H.R., 1964: Allgemeine Chemie. Aarau. 512 S.
- CLAESSON, A., 1975: Algal assay procedure at some nordic laboratories - a comparison. Vatten 4, 333-338.
- CLAESSON, A. and FORSBERG, Å., 1978: Algal assay procedure with one or five species. Minitest. Mitt. Int. Ver. Limnol. 21, 21-30.
- CULLIMORE, D.R. and McCann, A., 1972: Initial studies on a method of algal assay for nutrient parameters in water. J. Fish. Res. Bd. Canada 29, 195-198.
- DEMMELE, S.D., 1966: Ueber die Verschmutzung des Rheins von Schaffhausen bis Kaiserstuhl. Vierteljahrsschr. Naturforsch. Ges. Zürich 111, 2: 155-224.
- Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, 1975: 3. Aufl. Verlag Chemie, Weinheim/Bergstr.
- DOR, I., 1974: High density, dialysis culture of algae on sewage. Water Res. 9, 251-254.
- DUNSTAN, W.M. and MENZEL, D.W., 1971: Continuous cultures of natural populations of phytoplankton in dilute, treated sewage effluent. Limnol. Oceanogr. 16, 623-632.
- EICHENBERGER, E., 1967: Ökologische Untersuchungen an Modellfließgewässern. Schweiz. Z. Hydrol. 29, 1: 1-31.
- EICHENBERGER, E., 1977: Die Entwicklung von Biozönosen in Modellfließgewässern bei verschiedenen Abwasserbelastungen und die Auswirkung der Beweidung durch herbivore Insektenlarven. Arch. Hydrobiol., Beih. 9, 31-46.

- ELFING, E., FORSBERG, Å. and FORSBERG, C., 1975: Minitest method for monitoring effluent quality. J. Water Poll. Contr. Fed. 47, 720-726.
- FOGG, G.E., 1965: Algal cultures and phytoplankton ecology. The university of Wisconsin press, Madison and Milwaukee. 126 p.
- FORSBERG, C., 1972: Algal assay procedure. Journal Water Poll. Contr. Fed. 44, 8: 1623-1628.
- FORSBERG, C., RYDING, S.O. and CLAESSON, A., 1975: Recovery of pollute lakes. A swedish research program on effects of advanced wastewater treatment and sewage diversion. Water Res. 9, 51-59.
- FORSBERG, C., RYDING, S.O. and FORSBERG, Å., 1978: Water chemical analyses and/or algal assay? - Sewage effluent and polluted lake water studies. Mitt. Int. Ver. Limnol. 21, 352-363.
- FOTT, B., 1971: Algenkunde. 2. Aufl. Jena 581 S.
- GEROLD, M.R. and OTTO, G.R., 1976: Algal bioassays to evaluate a proposed cooling lake. J. Water Poll. Contr. Fed. 48, 2351-2365.
- GOLD, K., ROELS, O. and BANK, H., 1966: Temperature dependent destruction of thiamine in seawater. Limnol. Oceanogr. 11, 3: 410-413.
- GOLDMANN, C.R., 1978: The use of natural phytoplankton populations in bioassay. Mitt. Int. Ver. Limnol. 21, 364-371.
- HALLEGRAEFF, G.M., 1977: A comparison of different methods used for the quantitative evaluation of biomass of freshwater phytoplankton. Hydrobiologia 55, 145-165.
- HARTZ, P. und KANDLER, J., 1975: Ueberprüfung der Abläufe von Abwasserkläranlagen durch Algenwuchsteste. Vom Wasser 44, 219-231.
- HUBER-PESTALOZZI, G., 1947: Das Phytoplankton des Süßwassers. 2. Teil. Stuttgart. 544 S.
- HUSTEDT, F., 1959: Die Kieselalgen. 2. Teil. Leipzig. 848 S.
- HUSTEDT, F., 1962: Die Kieselalgen. 1. Teil. Weinheim. 920 S.
- KAELLQVIST, T., 1973: Algal assay procedure (bottle test) at the Norwegian Institute for Water Research. 5-17.

- KAELLQVIST, T., 1975: Algal growth potential of six Norwegian waters receiving primary, secondary and tertiary sewage effluents. Mitt. Int. Ver. Limnol. 19, 2070-2081.
- KICKUTH, R., 1972a: Huminstoffe - ihre Chemie und Oekochemie. 1. Teil. Chemie für Labor und Betrieb 23, 11: 481-486.
- KICKUTH, R., 1972b: Huminstoffe - ihre Chemie und Oekochemie. 2. Teil. Chemie für Labor und Betrieb 23, 12: 540-544.
- KLOTZ, R.L., CAIN, J.R. and TRAINOR, F.R., 1975: A sensitive algal assay: an improved method for analysis of freshwaters. J. Phycol. 11, 4: 411-414.
- KOLKWITZ, R., 1950: Oekologie der Saprobien. Stuttgart. 64 S.
- KOPECEK, K., FUELLER, F., RATZMANN, W. und SIMONIS, W., 1975: Lichtabhängige Insektizidwirkungen auf einzellige Algen. Ber. Deutsch. Bot. Ges. 88, 269-281.
- KOTAI, J., KROGH, T., ORMEROD, K. and SKULBERG, O.M., 1976: Estimation of algal growth potential. 32 p. Norwegian Institute for Water Research, Biological Section: Algal Tests, Method 1, Blindern.
- KUESTER, F.W., THIEL, A. und FISCHBECK, K., 1972: Logarithmische Rechentafeln. 100. Aufl. Berlin, New York. 313 S.
- KUNZ, W., 1977: Belastung und Entlastung des Zürichsees hinsichtlich Phosphor- und Stickstoffverbindungen. Vierteljahrsschr. Naturforsch. Ges. Zürich 122, 3: 249-337.
- KUSNEZOW, S.J., 1959: Die Rolle der Mikroorganismen im Stoffkreislauf der Seen. Berlin. 301 S.
- LARSSON, T., 1973: Biomass monitoring of algal cultures by fluorimetric measurement of their chlorophyll content. Nordf. Secr. Env. Sc. Publ., 2, 59-61.
- LEE, F.G., 1973: Review paper. Chemical aspects of bioassay techniques for establishing water quality criteria. Water Res. 7, 1525-1546.
- LORENZEN, H. und HESSE, M., 1974: Synchronous cultures, in Stewart W.D.P. (ed.) Algal physiology and biochemistry. Blackwell Scientific Publications, Oxford, London, Edinburgh, Melbourne. 989 p.

- LOWRY, H., ROSEBROUGH, N.J., FARR, A.L. and RANDALL, R.J., 1951: Protein measurement with folin phenol reagent. J. Biol. Chem. 193, 265-275.
- MAERKI, E., 1961: Die Verunreinigung von Linth und Limmat. Wasser- und Energiewirtschaft, 10, 28 S.
- MASLIN, P.E., 1978: Use of a multiple addition bioassay to determine limiting nutrients in eagle lake, California. Hydrobiologia 58, 3: 261-269.
- MIDDLEBROOKS, J.E., 1976: Biostimulation and nutrient assessment. Ann Arbor Science, Michigan. 390 p.
- MILNER, W.H., 1953: The chemical composition of algae, in Burlew S.J. (ed.) Algal culture from laboratory to pilot plant. Carnegie Institution of Washington Publication 600, Washington. 357 p.
- MOSS, B., 1972: The influence of environmental factors on the distribution of freshwater algae: an experimental study. I. Introduction and the influence of calcium concentration. J. Ecol. 60, 917-932.
- MOSS, B., 1973: The influence of environmental factors on the distribution of freshwater algae: an experimental study. III. Effects of temperature, vitamin requirements and inorganic nitrogen compounds on growth. J. Ecol. 61, 179-192.
- MOSS, B., 1973: The influence of environmental factors on the distribution of freshwater algae: an experimental study. IV. Growth of tests species in natural lake waters, and conclusion. J. Ecol. 61, 193-211.
- MURRAY, S., SCHERFIG, J. and DIXON, P.S., 1971: Evaluation of algal assay procedures - PAAP batch test. J. Water Poll. Contr. Fed. 43, 1991-2003.
- NORDFORSK, 1973: Algal assays in Water Pollution Research. Secretariat of Environmental Sciences Publ. 2, 128 p.
- O'BRIEN, J., 1972: Limiting factors in phytoplankton algae: Their meaning and measurement. Science 178, 11: 616-617.

- O'BRIEN, J. and DENOYELLES, F., 1976: Response of three phytoplankton bioassay techniques in experimental ponds of known limiting nutrient. *Hydrobiologia* 49, 1: 65-76.
- ODUM, E.P., 1967: *Oekologie*. München, Basel, Wien. 161 S.
- ODUM, E.P., 1971: *Fundamentals of ecology*. Philadelphia, London. Toronto, 574 S.
- PARKER, M., 1977: The use of algal bioassays to predict the short- and long-term changes in algal standing crop which result from altered phosphorus and nitrogen loadings. *Water Res.* 11, 719-725.
- PARR, M.P. and SMITH, R.V., 1976: The identification of phosphorus as a growth-limiting nutrient in Lough Neagh using bioassays. *Water Res.* 10, 1151-1154.
- PASCHER, A., 1913: *Die Süßwasserflora Deutschlands, Oesterreichs und der Schweiz*. Jena. 10, 187 S.
- PAVONI, M., 1969: Beziehungen zwischen Biomasse und Stickstoffgehalt des Phytoplanktons und die daraus ableitbare Anwendung der Bestimmungsmethoden für die Praxis. *Schweiz. Z. Hydrol.* 31, 1: 110-127.
- PAYNE, A.G., 1973: Environmental testing of citrate: Bioassays for algal stimulation. *Proc. 16th Conf. Great Lakes Res.* 100-115.
- PAYNE, A.G., 1975: Responses of three test algae of the algal assay procedure: Bottle test. *Water Res.* 9, 4: 437-445.
- PRESCOTT, G.W., 1964: *How to know the freshwater algae*. Iowa. 272 S.
- PRINGSHEIM, E.G., 1963a: Die Ernährung der Algen. *Naturw.* 50, 146-150.
- PRINGSHEIM, E.G., 1963b: Farblose Algen. Ein Beitrag zur Evolutionsforschung. G. Fischer, Stuttgart. 471 S.
- RACUSEN, D., 1973: Stoichiometry of the amido black reaction with proteins. *Analytical Biochemistry* 52, 96-101.
- RODHE, W., 1948: Environmental requirements of freshwater plankton algae. *Symb. Bot. Ups.* 10, 1-149.

- ROUND, F. E., 1968: Biologie der Algen. Stuttgart. 315 S.
- SACHS, L., 1974: Angewandte Statistik. 4. Aufl. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York. 548 S.
- SCHANZ, F., 1974: Wachstumsansprüche der Cladophoracee *Rhizoclonium hieroglyphicum* Kütz. in Reinkultur. Dissertation Universität Zürich. 140 S.
- SCHANZ, F., 1977: Der Einfluss von Membranfiltration oder Autoklavieren auf die Ernte von *Raphidonema spiculiforme* Vischer. *Hydrobiologia* 53, 99 - 105.
- SCHANZ, F. und THOMAS, E.A., 1978: Cultures of *Cladophora* in water pollution problems. *Mitt. Int. Ver. Limnol.* 21, 57-64.
- SCHANZ, F. und BETSCHART, B., 1979: The use of periphyton from lake Zurich to estimate the algal growth potential in river Limmat water. Schweiz. Z. Hydrol. 41, 1: 141-149.
- SCHELSKE, C.L., ROTHMAN, E.D. and SIMMONS, M.S., 1978: Comparison of bioassay procedures for growth-limiting nutrients in the Laurentian Great Lakes. *Mitt. Int. Ver. Limnol.* 21, 65-80.
- SCHLAGBAUER, B.G.L., 1972: The metabolism of carbamate pesticides. A literature analysis. Part I and part II. *Residue Rev.* 42, 215-220.
- SCHMASSMANN, H.J., 1951: Untersuchungen über den Stoffhaushalt fließender Gewässer. Schweiz. Z. Hydrol. 13, 2: 300-335.
- Schweizerisches Lebensmittelbuch 1964: 5. Aufl. Bern. 857 S.
- SCHWOERBEL, J., 1966: Methoden der Hydrobiologie. Stuttgart. 207 S.
- SCHWOERBEL, J., 1971: Einführung in die Limnologie. Stuttgart. 170 S.
- SKULBERG, O.M., 1975: Observation and monitoring of water quality by use of experimental biological methods. *Mitt. Int. Ver. Limnol.* 19, 2053-2063.
- SOEDER, C.J., MUELLER, H., PAYER, H. und SCHULLE, H., 1971: Mineral nutrition of planktonic algae: some considerations, some experiments. *Mitt. Int. Ver. Limnol.* 19, 39-58.
- SOEDERGREN, A., 1971: Accumulation and distribution of chlorinated hydrocarbons in cultures of *Chlorella pyrenoidosa* (Chlorophyceae). *Oikos* 22, 215-220.

- SRIDHARAN, N. and LEE, F.G., 1977: Algal nutrient limitation in Lake Ontario and tributary waters. *Water Res.* 11, 849-858.
- STANGE-BURSCHE, E.M., 1964: Der Algentest zur Bewertung der Wassergüte: Diskussion und Prüfung im oekologischen Experiment. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 49, 2: 361-374.
- STOCKMANN, L., 1972: Experimentelle in-situ-Untersuchungen über Aufwuchsalgen im Zürichsee. Universität Zürich. Diplomarbeit, unpubliziert.
- STREBLE, H. und KRAUTER, D., 1972: Das Leben im Wassertropfen. Stuttgart. 336 S.
- TALLING, J.F., 1957: The phytoplankton population as a compound photosynthetic system. *New Phytol.* 56, 133-149.
- THOMAS, E.A., 1944: Versuche über die Selbstreinigung fließenden Wassers. *Mitt. aus dem Gebiete der Lebensmitteluntersuchung und Hygiene* 35, 3-4: 199-218.
- THOMAS, E.A., 1946: Untersuchungen an der Limmat. *Vierteljahrsschr. Naturforsch. Ges. Zürich* 91, 1: 216-236.
- THOMAS, E.A., 1948: Untersuchungen an der Limmat. *Vierteljahrsschr. Naturforsch. Ges. Zürich* 93, Beih. 1, 2: 1-92.
- THOMAS, E.A., 1953: Empirische und experimentelle Untersuchungen zur Kenntnis der Minimumstoffe in 46 Seen der Schweiz und angrenzender Gebiete. *Monatsbull. Schweiz. Verein Gas- und Wasserfachmänner* 2/3: 1-15.
- THOMAS, E.A., 1962: Die Eutrophierung von Seen und Flüssen, deren Ursache und Abwehr. *Vierteljahrsschr. Naturforsch. Ges. Zürich* 107, 3: 127-140.
- THOMAS, E.A., 1963: Versuche über die Wachstumsförderung von Cladophora- und Rhizoclonium-Kulturen durch Bakterienstoffe. *Ber. Schweiz. Bot. Ges.* 73, 504-518.
- THOMAS, E.A., 1968: Die Phosphattrophierung des Zürichsees und anderer Schweizerseen. *Mitt. Int. Ver. Limnol.* 14, 231-242.
- THOMAS, E.A., 1971: Oligotrophierung des Zürichsees. *Vierteljahrsschrift Naturforsch. Ges. Zürich* 116, 165-179.

- THOMAS, E.A., 1973: Phosphorus and eutrophication, offprint from Griffith, E.J., Beeton, A., Spencer, J. and Mitchell, D.: Environmental phosphorus handbook. New York, London, Toronto.
- THOMAS, E.A., 1975: Gewässerfeindliche Wirkungen von Phosphaten in Flüssen und Bächen. Schweiz. Z. Hydrol. 37, 2: 273-288.
- THOMAS, E.A. und SCHANZ, F., 1976: Beziehungen zwischen Wasserchemismus und Primärprodukten in Fließwässern, ein limnologisches Problem. Vierteljahrsschr. Naturforsch. Ges. Zürich 121, 4: 309-317.
- Tiefbauamt der Stadt Zürich, Abteilung Abwasseranlagen, 1978: Erweiterung der Kläranlage Werdhölzli. Färbversuche in der Limmat. Bericht (unpubl.). 21 S.
- TOEREN, D.F. and STEYN, D.J., 1973: Application of algal bioassays in eutrophication analysis. National Institute for Water Research, C.S.I.R., 69, 79-82.
- VENKATARAMAN, G.S., 1969: The cultivation of algae. Indian Council of Agricultural Research, New Delhi. 319 p.
- VOLLENWEIDER, R.A., 1950: Ökologische Untersuchungen von planktischen Algen auf experimenteller Grundlage. Schweiz. Z. Hydrol. 12, 193-262.
- VOLLENWEIDER, R.A., 1974: Primary production in aquatic environments. Second edition. Blackwell Scientific Publ., Oxford, London, Edinburgh, Melbourne. 225 p.
- WASER, E., HUSMANN, W. und BLOEHLIGER, G., 1938: Untersuchungen an der Limmat. Jahrbuch (1937) "Vom Wasser" 12, 181-245.
- WEISS, C.M. and HELMS, R.W., 1971: The interlaboratory precision test. An eight laboratory evaluation of the provisional algal assay procedure bottle test. National Eutrophication Research Program Environmental Protection Agency. 70 p.
- WESTLAKE, W., 1965: Some problems in the measurement of radiation under water: A review. Phytochem. Phytobiol. 4, 849-868.

WETZEL, R.G., 1965: Nutritional aspects of algal productivity in marl lakes with particular reference to enrichment bioassays and their interpretation. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 18, 137-157.

WURTZ, A.G., 1964: Some problems remaining in algae culturing, in Jackson, D.F.: Algae and man. New York. 434 p.

CURRICULUM VITAE

Beat Hans Betschart, von Muotathal SZ,
geboren am 14. Oktober 1948, in Zürich

1955 - 1961 Besuch der Primarschule Uitikon

1961 - 1962 Besuch der Realschule Uitikon

1962 - 1967 Besuch des Gymnasiums Nuolen SZ

1967 - 1969 Besuch des Gymnasiums Immensee SZ

1969 Erwerb der Eidg. Maturität, Typus A

Immatrikulation an der Medizinischen Fakultät der
Universität Basel

1969 - 1970 Medizinstudium an der Universität Basel

1971 Immatrikulation an der Philosophischen Fakultät II
der Universität Zürich

1971 - 1976 Studium der Naturwissenschaften mit Hauptfach

Allgemeine Botanik (Nebenfächer: Anorganische Chemie,
Allgemeine Zoologie, Systematische Zoologie, Anthro-
pologie und Anatomie, Systematische Botanik und
Mikrobiologie)

1976 Erwerb des Diploms als Naturwissenschaftler

1977 - 1978 Hilfslehrer für das Fach Biologie an der Kantonsschule
Olten

1976 - 1979 Dissertation unter der Leitung von Prof. Dr. E.A. Thomas

Gegenwärtig bin ich Assistent bei Prof. Dr. E.A. Thomas an der
Hydrobiologisch-limnologischen Station der Universität Zürich

Verzeichnis der Dozenten, deren Vorlesungen, Kurse und Uebungen
besucht wurden:

Chemie	Prof. Dr. C.H. Eugster, Prof. Dr. S. Fallab (Basel), Prof. Dr. H.R. Oswald, Prof. Dr. Ch. Tamm (Basel)
Physik	Prof. Dr. P. Huber (Basel)
Mathematik	Prof. Dr. E. Batschelet
Anthropologie	Prof. Dr. J. Biegert
Anatomie	Prof. Dr. St. Kubik
Physiologie	Prof. Dr. R. Hunsperger

Zoologie	Prof. Dr. H. Burla, Prof. Dr. P.S. Chen, Prof. Dr. E. Hadorn, Prof. Dr. H. Hediger, Prof. Dr. E. Jungen-Hauschteck, Prof. Dr. R. Nöthiger, Prof. Dr. H. Nüesch (Basel), Prof. Dr. W. Stingelin (Basel), Prof. Dr. P. Tardent, Prof. Dr. V. Ziswiler
Botanik	Prof. Dr. C.D.K. Cook, Prof. Dr. P. Endress, Prof. Dr. M. Geiger-Huber (Basel), Prof. Dr. A. Gigon (ETH), Prof. Dr. H. Hohl, Dr. G. Joyet, Prof. Dr. F. Klötzli (ETH), Prof. Dr. E. Landolt (ETH), Prof. Dr. D. Rast, Prof. Dr. H. Schächli, Prof. Dr. J. Schlittler, B. Stüssi, Prof. Dr. H. Wanner
Mikrobiologie	Prof. Dr. R. Bachofen, Prof. Dr. H. Hohl, Prof. Dr. F. Knüsel, Dr. K. Schneider
Molekularbiologie	Prof. Dr. Ch. Weissmann
Hydrobiologie	Prof. Dr. E.A. Thomas, Prof. Dr. H. Ambühl (ETH)
Gewässerschutz	Prof. Dr. W. Stumm (ETH)

